Atomic Energy Control Board
P.O. Box 1046
Ottawa, Canada
K1P 5S9

Commission de contrôle de l'énergie atomique
C.P. 1046
Ottawa, Canada
K1P 5S9

INFO-0248

UTILISATION DES INDICATEURS BIOLOGIQUES POUR ÉVALUER LE STRESS ENVIRONNEMENTAL

par

C. Létourneau et J. Castonguay

Commission de contrôle de
l'énergie atomique
Ottawa, Canada

septembre 1987

Canada

Rapport

RÉSUMÉ

Le présent rapport examine l'utilité des analyses biologiques pour évaluer le stress environnemental. Toutes les formes de stress sont abordées dans ce rapport; une attention particulière est portée toutefois à l'utilisation des analyses biologiques pour évaluer l'impact des rejets radioactifs de l'industrie nucléaire sur l'environnement. D'abord, nous examinerons les différentes analyses biologiques qui sont regroupées en deux approches : l'approche holistique (indices biotiques et de diversité) et l'approche réductionniste ("indicateur biologique" proprement dit). Puis, nous examinerons le potentiel indicateur des végétaux et des animaux, basé sur les critères établis.

Le rapport se termine par une série de lettres reçues de différentes organisations qui cernent bien l'emploi actuel au Canada des indicateurs biologiques pour évaluer le stress environnemental.

ABSTRACT

This report examines the usefulness of biological analyses for evaluating environmental stress. All forms of stress are addressed; particular attention, however, is paid to the use of biological analyses to evaluate the impact on the environment from radioactive releases of the nuclear industry. First, we will review different biological analyses which are grouped into two approaches: the holistic approach (biotic and diversity indices) and the reductionist approach ("biological indicators" per se). Secondly, we will compare the usefulness of plants and animals as indicators based on the established criteria.

This report ends with a compilation of letters received from different organizations which outline the present usage in Canada of biological indicators for evaluating environmental stress.

TABLE DES MATIÈRES

	PAGE
RÉSUMÉ	i
Liste des Figures	iii
Liste des Tableaux	iv
INTRODUCTION	1
Partie 1 - Généralités sur les méthodes mesurant l'impact des activités humaines sur l'environnement	2
1.1 Méthodes biologiques et méthodes physico-chimiques	2
1.2 Types de méthodes biologiques	2
1.2.1 Indices biotiques	3
1.2.2 Indices de diversité	5
1.2.3 Indicateurs biologiques (IB)	6
Partie 2 - Indicateurs biologiques végétaux et animaux	10
2.1 IB végétaux	10
2.1.1 IB végétaux aquatiques (plancton, macroalgues et plantes riveraines)	10
2.1.2 IB végétaux terrestres (lichens et mousses, arbres et autres végétaux, cas spécial : Tradescantia)	11
2.2 IB animaux	13
2.2.1 IB animaux aquatiques (zooplancton, macroinvertébrés, poissons)	13
2.2.2 IB animaux terrestres (invertébrés, amphibiens et reptiles, oiseaux et mammifères)	15
CONCLUSION	16
RÉFÉRENCES	17
ANNEXE A - Avantages et désavantages de différents végétaux en tant qu'IB	24
ANNEXE B - Avantages et désavantages de différents animaux en tant qu'IB	29
ANNEXE C - Glossaire	35
ANNEXE D - Lettres reçues mentionnant l'utilisation faite de la méthode des IB au sein de différentes organisations	337

LISTE DES FIGURES

PAGE

Figure 1 : Schéma représentant les différentes approches caractérisant les méthodes biologiques 4

LISTE DES TABLEAUX

PAGE

Tableau I : Critère de sélection pour le choix d'un indicateur biologique 9

INTRODUCTION

Le présent rapport visait à examiner la possibilité et la validité d'utiliser des organismes biologiques en tant qu'indicateur de stress environnemental de la même manière que les animaux s'agitent en cas de feu ou comme le canari, placé dans une mine, alerte l'homme en succombant à l'asphyxie. Nous avons fouillé la documentation afin d'y trouver de semblables indicateurs biologiques (IB) tant du règne animal que du règne végétal.

À l'heure actuelle, les méthodes physico-chimiques dominent les analyses environnementales effectuées aux installations industrielles. Or, puisque ces méthodes analytiques comportent quelques faiblesses, des recherches ont été entreprises afin de trouver une solution de rechange sinon complémentaire. D'abord, nous survolerons les différentes analyses biologiques qui sont regroupées en deux approches : l'approche holistique (indices biotiques et de diversité) et l'approche réductionniste ("indicateur biologique" proprement dit). Puis nous examinerons le potentiel indicateur des végétaux et des animaux, basé sur les critères établis.

Vu le domaine très vaste du sujet abordé, le présent rapport se propose d'être seulement un survol sommaire initiant le novice aux méthodes biologiques en tant qu'outil mesurant le stress environnemental. Il est à noter que par stress environnemental, nous entendons ici toutes les formes de contamination soit organique, de métaux lourds, d'hydrocarbures, d'autres substances chimiques, thermiques ou radioactives. Or, une attention particulière est portée à l'utilisation des analyses biologiques pour évaluer l'impact sur l'environnement produit par les rejets radioactifs de l'industrie nucléaire. De ce fait, les titulaires de permis de la Commission de contrôle de l'énergie atomique pourront trouver ce rapport utile pour le choix d'échantillons dans le cadre de leur programme de surveillance environnementale.

Enfin, mentionnons qu'un glossaire est inclus afin d'aider le non-biologiste à comprendre les termes argotiques qui sont suivis d'un astérisque dans le texte.

PARTIE 1

GÉNÉRALITÉS SUR LES MÉTHODES MESURANT L'IMPACT DES ACTIVITES HUMAINES SUR L'ENVIRONNEMENT

1.1 Méthodes biologiques et méthodes physico-chimiques

L'utilisation unique des analyses chimiques n'est pas suffisante pour évaluer de façon juste les impacts environnementaux. Les points suivants montrent cette inefficacité (Phillips, 1977a) :

1. Les échantillons, étant prélevés à un endroit et à un temps précis (données ponctuelles), n'informent pas sur les variations extrêmes du milieu.

2. Des variations, entraînées par des multiples facteurs tels que la saison, la profondeur, les courants et les marées, rendent difficile la comparaison entre sites d'échantillonnage.

3. Les contaminants présents en concentrations minimes sont souvent difficiles à détecter et à mesurer.

4. Les procédés de mesure, souvent laborieux et demandant beaucoup de manipulations, augmentent les possibilités de contamination des échantillons.

5. La forme chimique associée à la toxicité du contaminant est souvent difficile à déterminer.

Afin de montrer l'inefficacité de l'utilisation unique des analyses chimiques, mentionnons l'étude de Patrick (1949 in Worf, 1980). Cette dernière entreprit une étude du bassin Conestoga qui portait sur un échantillonnage chimique et biologique. Vingt-trois rivières étaient polluées selon les données biologiques; de ces 23 rivières, le quart n'indiqua pas de contamination chimique. Les analyses chimiques effectuées sur les échantillons prélevés de ces rivières ne représentèrent donc pas le milieu véritable où se trouvaient les organismes vivants.

Pour que les résultats obtenus à partir des analyses chimiques soient représentatifs, les échantillons d'eau doivent être pris quasi constamment et à un très grand nombre de stations. Aussi, les méthodes analytiques doivent être de beaucoup améliorées. Ces conditions entraînent nécessairement beaucoup de dépenses. Pour remédier à la situation, il a souvent été suggéré d'utiliser des méthodes biologiques qui compléteraient les données chimiques en assurant une vue plus globale et précise de l'impact des contaminants sur l'environnement.

1.2 Types de méthodes biologiques

Deux approches caractérisent les études sur les méthodes biologiques : soit l'approche réductionniste et l'approche holistique (Beaulieu, 1982). La première se concentre sur l'individu, la deuxième sur les communautés d'organismes vivants. L'approche holistique préconise une vue globale de l'environnement privilégiant l'étude de l'écosystème en entier, ce qui nécessite des études laborieuses et coûteuses. L'approche réductionniste,

étant moins coûteuse et donnant des résultats rapides, est parfois préférée par les gestionnaires de l'environnement, lesquels se posent des questions toujours bien définies et à courte vue. Le dilemme des deux écoles est résolu seulement en examinant le but des études : s'agit-il d'un travail à court terme, se contentant d'une vue fragmentaire du problème qui vise à obtenir des résultats rapides ou s'agit-il d'un travail de plus longue haleine et plus complet.

Les deux approches englobent trois grands types de méthodes biologiques : les indices biotiques, les indices de diversité et les indicateurs biologiques. Les deux premiers types étudient les communautés d'organismes, la première qualitativement, la deuxième quantitativement : ce sont donc des méthodes holistiques. Le troisième type, celui qui fait l'objet de ce rapport, se concentre sur l'individu (approche réductionniste), tantôt l'observant qualitativement, tantôt quantitativement (figure 1).

La nature, l'utilisation, les avantages ainsi que les désavantages de ces trois types de méthodes sont brièvement décrits dans les prochaines sections.

1.2.1 Indices biotiques

Les indices biotiques servent à qualifier selon une échelle arbitrairement choisie la structure des communautés et sont, pour la plupart, basés sur l'absence ou la présence de différentes espèces. Il semble qu'il y ait presque autant d'indices que de chercheurs, ceux-ci formulant des indices adaptés à leurs propres études. Cependant, les principaux indices utilisés sont :

1.	Indice saprobien	Kolwitz et Masson, 1908 * Gauffin et Tarzwell, 1952-1956 * Beck, 1954-55 * Pantle et Buck, 1962 * Liebmann, 1962 · Fjirdingstad, 1965 · Sladecek, 1965 · Von Tumpling, 1969 · * in Kaesler et al., 1974 · in Pesson, 1976
2.	I.S.C. (indice séquentiel de comparaison)	Simmons et Reed, 1973 Cairns et al., 1976
3.	Indice biotique de Trent	Woodwiss, 1964 in Hargreaves et al., 1979
4.	Indice biotique de Chandler	Chandler, 1970 in Hargreaves et al., 1979
5.	Méthode de Patrick	Patrick, 1949 in Worf, 1980
6.	Indice biotique	Verneaux, 1966 * Verneaux et Tuffery, 1967 * Costa, 1974 * * in Pesson, 1976

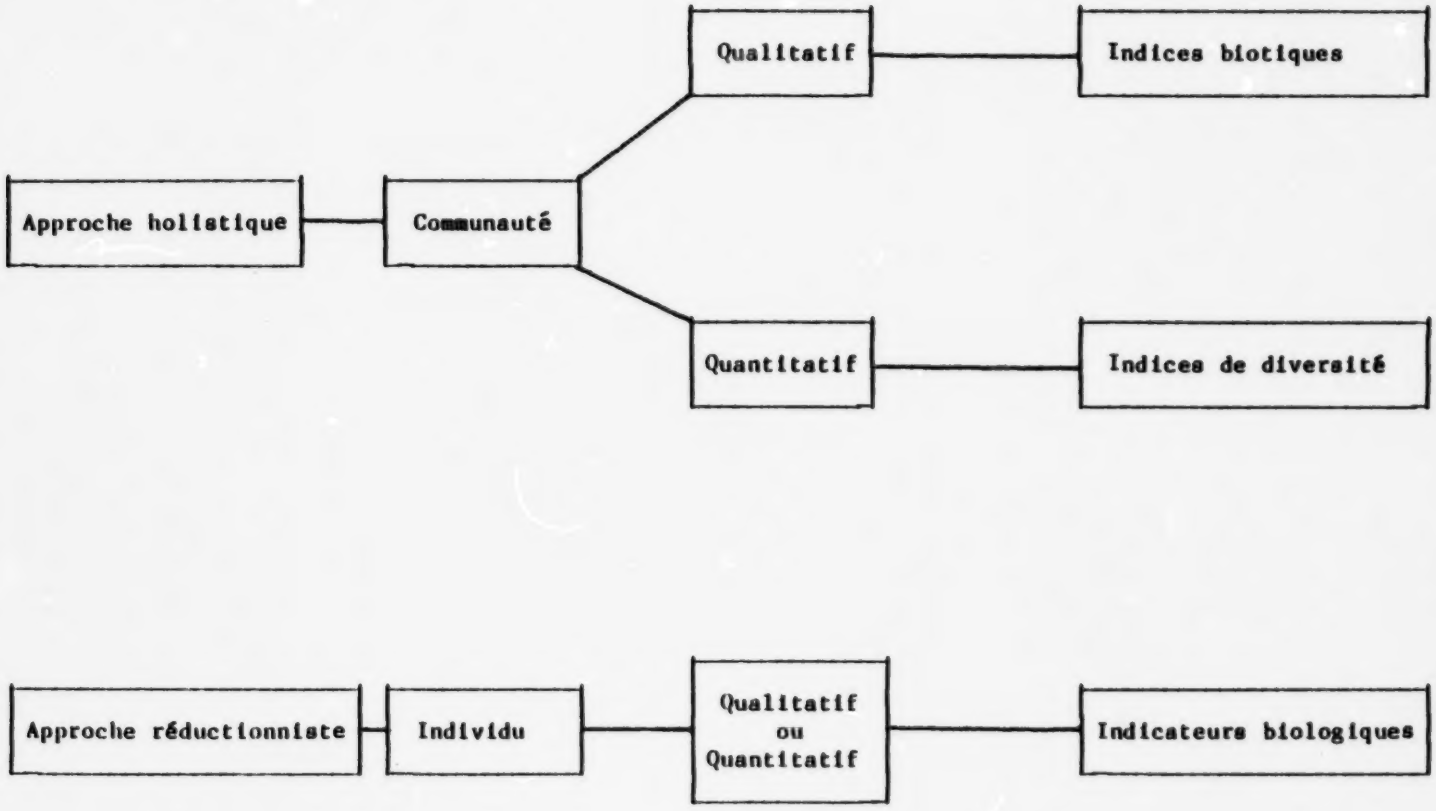

Figure 1 - Schéma représentant les différentes approches caractérisant les méthodes biologiques.

Ces méthodes ont souvent fait l'objet de critiques, lesquelles sont :

1. la subjectivité lors du classement,
2. l'identification à l'espèce est parfois difficile et exige des spécialistes,
3. les connaissances écologiques faibles,
4. l'inattention aux relations entre les espèces,
5. l'inattention à l'individualité de chaque habitat (Murphy, 1978), et
6. la validité que pour la contamination organique (Krishnamortti et al., 1978).

L'interprétation des indices biotiques doit donc être prudente; ces méthodes restent cependant des aides utiles pour certaines situations.

1.2.2 Indices de diversité

Si les indices biotiques sont des méthodes essentiellement qualitatives, les indices de diversité, eux, quantifient les résultats des échantillonnages. Des paramètres numériques (e.g. nombre d'individus, nombre d'espèces, pourcentage, abondance et fréquence relative) sont déterminés pour évaluer le stress sur l'environnement.

Les principaux indices de diversité sont :

1.	Indice de Shannon-Weiner	Margalef, 1958 * Wilhm et Dorris, 1968 * Buzas, 1972 * * in Kaesler et al., 1974
2.	Indice de Fisher	Fisher et al., 1948 in Dajoz, 1975
3.	Indice de diversité de Gleason	Word et al., 1977
4.	Indice de Bray-Curtis	Rabeni et Gibbs 1977 in Nalepa, 1979

Ces méthodes ont d'abord été employées en Amérique du Nord (Cook, 1976) et se sont rapidement répandues à travers le monde scientifique. Bien que souvent utilisées, celles-ci ont souvent été contestées, voire désapprouvées par plusieurs auteurs. Les principales raisons de leur éreintement sont :

1. La théorie prédit qu'une augmentation de diversité des espèces devrait conduire à une stabilité grandissante (Margalef, 1968, et MacArthur, 1955 in Word, 1980), or ceci n'est pas toujours prouvé expérimentalement (McNaugton, 1968 et Hurd et al., 1971 in Worf, 1980).

2. Parfois, les indices de diversité ne sont pas sensibles aux modifications de la composition en espèces des communautés (James, 1979 in Fowler, 1980).

3. L'utilisation des indices de diversité nécessite de fréquents échantillonnages pour informer sur le cycle vital des organismes dominants.

4. Les indices de diversité ne sont valables que pour la contamination organique. En effet, contrairement au cas de la contamination organique, lorsque le milieu est stressé par une contamination inorganique, le nombre d'individus ainsi que le nombre d'espèces diminuent, ce qui rend les indices de diversité difficilement interprétables (Persoone et Pawn, 1979; Cairns Jr., in Worf, 1980).

Malgré ces défaillances, les indices de diversité servent à examiner la dynamique de l'écosystème, et peuvent aider à la compréhension des résultats obtenus à partir des analyses autant chimiques que biologiques.

1.2.3 Les indicateurs biologiques

Contrairement aux méthodes précédentes, les indicateurs biologiques se concentrent sur l'individu et sont utiles pour examiner les milieux atteints de contamination inorganique. L'utilité de ces indicateurs réside dans l'observation des variations soit d'abondance, de morphologie, de physiologie soit de comportement d'une espèce particulière, lesquelles reflètent les perturbations de l'environnement.

Quatre raisons principales ont favorisé l'utilisation des indicateurs biologiques :

1. Les indices biotiques et de diversité présentent de nombreux désavantages, dont l'inefficacité d'interprétation des données devant la contamination inorganique.

2. L'examen de communautés entières est laborieux et coûteux.

3. Kaesler et al. (1974) nota que l'analyse d'écosystèmes entiers présentait plusieurs redondances. Dans son étude, l'information recueillie en analysant les gastéropodes* était fortement liée à celle fournie par les autres organismes, soit les sangsues, les amphipodes*, les décapodes* et les bivalves*. L'information acquise lors de ses études holistiques ne justifie donc pas la quantité d'énergie investie.

4. Les résultats pourraient être plus approfondis et détaillés si seulement une espèce était étudiée.

Les indicateurs biologiques s'avèrent donc une option intéressante. Ils ont été utilisés chez les végétaux et chez les animaux, des domaines terrestre et aquatique (on observe cependant que ce sont surtout des organismes aquatiques qui sont utilisés en tant qu'indicateur biologique).

Or, comme les méthodes précédentes, celle des IB n'a pas échappé aux critiques :

1. Souvent des changements biologiques à long terme doivent avoir lieu avant de reconnaître les effets de la contamination (Turoboysi, in Alabaster, 1977).

2. Parfois, des spécialistes sont nécessaires pour l'expertise taxonomique.

3. La réaction de l'organisme face à un stress n'est pas nécessairement spécifique à un contaminant; la relation cause-effet est donc parfois difficile à établir.

Au cours des années, des IB ont contredit ces critiques. Par exemple, on a découvert une plante réagissant rapidement et sélectivement à la radioactivité (voir section 2.1.2). Ce genre d'indicateur est rare mais en poursuivant les recherches, d'autres IB semblables seront peut-être dévoilés.

Comment choisir un indicateur biologique? Plusieurs auteurs ont avancé des définitions (Word et al., 1977; James et Evison, 1979; Cairns in Worf, 1980). La définition suivante englobe toutes ces définitions :

Un IB est une ESPÈCE animale, végétale ou microbienne dont TOUS les organismes VIVANTS reflètent d'une façon homogène les perturbations de l'environnement aquatique ou terrestre soit par des variations d'abondance, de MORPHOLOGIE, de PHYSIOLOGIE ou de COMPORTEMENT et répondent aux CRITÈRES DE SÉLECTION.

Quelques termes de cette définition méritent plus d'explications :

ESPÈCE : les IB doivent nécessairement être identifiés à l'espèce car diverses espèces du même genre peuvent réagir différemment devant un même stress environnemental (Resh et Unzickep, 1975).

TOUS : on doit vérifier si tous les organismes varient de la même manière. S'il y a disparité due aux facteurs génétiques, l'espèce ne pourra pas être considérée comme un IB valable.

VIVANTS : à l'échantillonnage, on doit s'assurer que les spécimens sont vivants afin de s'assurer que le milieu échantillonné est celui des organismes prélevés.

MORPHOLOGIE : les variations de ce type peuvent être des changements de couleur, croissance de poils, formation de tumeurs, etc.

PHYSIOLOGIE : les variations de ce type peuvent être des changements de taux de respiration, des battements cardiaques, de la fonction rénale, etc.

COMPORTEMENT : les variations de ce type peuvent être des changements du comportement de reproduction, une évasion de milieux hostiles, des mouvements anormaux, etc.

CRITÈRES DE SÉLECTION : pour qu'un IB soit considéré comme acceptable, il doit répondre à certains critères. De nombreux auteurs ont établi des critères suivant leurs études (Foulquier et Grauby, 1974; Wielgolaski, 1975; Phillips, 1977a; Sankar et al., 1978; et Fowler, 1980). Le tableau I

dresse une liste de ces critères. Il est évident que ces critères définissent l'indicateur biologique idéal et tous ne sont pas invariablement applicables. Nous verrons dans la partie 2 que ces critères détermineront les avantages et désavantages des divers groupes taxonomiques pour le choix d'un IB.

TABLEAU I

CRITÈRES DE SÉLECTION POUR LE CHOIX D'UN INDICATEUR BIOLOGIQUE

CATÉGORIE	CRITÈRES PRATIQUES	CRITÈRES ÉCOLOGIQUES
Catégorie 1		
Critères à exiger	. Prélèvement facile . Clé taxonomique* disponible : facile à identifier . Donne résultats rapidement . Réaction de l'organisme doit être aisément mesurable	. Présence en grande quantité . Représentatif du milieu
Catégorie 2		
Critères préférés mais non exigés	. Conservation au laboratoire a) pour défécation, si désirée b) expérience <u>in vivo</u>	. Accumulation de toxique sans mourir . Sédentaire . Durée de vie longue (> 1 ans) . Sténovalent . Rôle dans la chaîne alimentaire de l'homme . Facteur élevé de concentration du polluant sous étude . Physiologie et écologie connues
Catégorie 3		
Critères idéaux, mais difficilement exigibles	. Corrélation simple entre la concentration du contaminant dans l'organisme et la concentration du contaminant dans le milieu ambiant	. Ubiquiste* . Réactions spécifiques pour des contaminants spécifiques (i.e., sélectivité) . Grand pouvoir prédicteur

PARTIE 2

INDICATEURS BIOLOGIQUES VÉGÉTAUX ET ANIMAUX

Dans cette partie, nous analyserons les groupes taxonomiques offrant des espèces en tant qu'IB. Le règne végétal ainsi que le règne animal se dotent chacun d'espèces pouvant être employées pour estimer le stress environnemental. Une comparaison des avantages et des désavantages d'utiliser tel groupe taxonomique est formulée sous forme de tableau (annexes A et B) en donnant également des exemples d'études spécifiques rapportées.

2.1 Indicateurs biologiques végétaux

Les plantes peuvent être d'excellents indicateurs biologiques. Contrairement aux animaux, les espèces végétales absorbent les matières nutritives à travers leurs structures physiques telles que les feuilles, les tiges et les racines.

Nous examinerons les caractéristiques des groupes taxonomiques tant aquatiques que terrestres afin d'y discerner des indicateurs biologiques potentiellement valables.

2.1.1 IB végétaux aquatiques

Phytoplancton

Le phytoplancton est un ensemble d'organismes microscopiques de nature végétale, sans mode de locomotion dérivant plus ou moins avec le courant. Situé à la base de la chaîne alimentaire, il sert de nourriture au zooplancton, aux mollusques et aux poissons.

Le phytoplancton peut être employé en tant qu'indicateur de stress environnemental. Or, les indices de diversité sont préférés lorsqu'il s'agit d'étudier les réactions du phytoplancton face à une perturbation du milieu particulièrement affecté par la contamination organique ou thermique. Néanmoins, les classes de phytoplancton les plus utilisées en tant qu'IB sont les diatomés, les algues vertes et les algues bleu vert (Kinsbury et Rees, 1978). Les microalgues ont surtout, par le passé, été utilisées lors d'études de toxicité. Celles-ci ont l'avantage de s'effectuer à court terme et servent d'études préliminaires à des travaux plus intensifs. Ces expériences emploient certaines espèces qui, par leur sensibilité, sont reconnues en tant qu'excellents indicateurs de contamination. Aussi, ces tests biologiques sont, en général, plus sensibles que les tests chimiques; or, ils présentent le problème de non-extrapolation dans les milieux in vivo.

Macroalgues

Les algues macroscopiques habitent les zones submergées peu profondes qui longent les cours d'eau.

Certaines espèces de ce groupe sont d'excellents accumulateurs de divers produits chimiques. Leur position fixe, leur collecte relativement facile et leur grande abondance les favorisent lorsqu'il faut choisir un indicateur biologique dans un programme de surveillance environnementale à long terme.

Les algues brunes ont été très employées principalement pour retracer les métaux lourds (Lambinon et al., 1976). Certaines espèces donnent des résultats assez rapidement et peuvent être utilisées pour des études à court terme.

Plantes aquatiques

Nous inclurons dans cette section, les bryophytes et les phanérogames aquatiques. Les bryophytes* sont représentées par les hépatiques* et les mousses proprement dites. Ces organismes se posent sur les digues, les vannes, les ferrailles et la maçonnerie de barrages, sous les ponts et les sas d'écluses; il s'agit de milieux semi-naturels créés par l'homme. Le bryophytes possèdent une structure physique rudimentaire sans tige, ni feuille, ce qui favorise l'intégration des composants du milieu à travers tout le corps. La croissance étant très lente et le facteur de concentration élevé, l'analyse de la variation des concentrations à long terme devient très intéressante. Les phanérogames* plus évoluées, représentent la zone de transfert entre les milieux aquatique et terrestre.

Ces espèces végétales ont été négligées par le passé non parce qu'elles étaient considérées en tant que groupe ne pouvant fournir de bons IB, mais parce qu'il existe très peu d'information à leur sujet. Or, on peut citer les études à long terme qui ont été effectuées dans la rivière Meuse en Belgique afin de retracer les concentrations les plus employées en tant qu'IB. Un coefficient calculé à partir de différents habitats des espèces, de leur tolérance et de leur habileté à concentrer certains produits permet de cartographier le cours d'eau et de comparer l'état de certaines zones. On a aussi rapporté l'utilité des phanérogames pour évaluer la concentration de métaux lourds : on cite l'exemple d'une population de Posidia oceanica, phanérogame marine, qui a été employée pour détecter la contamination mercurielle de la mer méditerranée. Sa sensibilité élevée et l'importance du nombre d'individus en font un excellent indicateur biologique de l'infralittoral (Augier et al., 1977).

2.1.2 IB végétaux terrestres

Les végétaux ont principalement été utilisés pour évaluer la contamination atmosphérique quoique quelques exemples peuvent se trouver pour la contamination du sol (absorption de produits toxiques par le système radiculaire).

Lichens et mousses

Les lichens ne possèdent pas de système foliaire ou radiculaire. L'absence de cuticule* et de stomates* permettent l'absorption de substances nutritives et des gaz à travers tout le corps; leur croissance lente et l'impossibilité d'évacuer les parties chargées de toxiques en font d'excellents indicateurs biologiques (Varshney et Garg, 1979). Le lichen est un organisme végétal composé d'une algue et d'un champignon vivant en symbiose. Il se développe sur un substrat quelconque (écorce, pierre) d'où il retire certains éléments nutritifs. En ce qui concerne les mousses, celles-ci habitent des endroits plus humides que les lichens.

Ce groupe est très efficace pour détecter les émissions et retombées atmosphériques de contaminants. Sa capacité de concentrer les métaux lourds,

et d'autres produits chimiques (phénol, pesticides, etc.) est présentement à l'étude. Quelques travaux emploient les lichens afin de qualifier les zones situées près d'une source polluante. Les espèces sont classées selon leur tolérance, les organismes les plus sensibles ne sont présents que dans les milieux épargnés par la pollution. LeBlanc et De Sloover (1970) ont cartographié l'Île de Montréal ainsi que le secteur influencé par les fonderies de Sudbury où les émanations atmosphériques sont considérables. Une deuxième méthode consiste à ensemencer des lichens sur une plaque de bois et à observer la texture, la couleur et la croissance de la colonie qui s'y développera. L'analyse se fait périodiquement et les espèces sont classées selon leur dégradation différentielle. Cette technique s'avère simple, pratique et peu coûteuse. Les mousses terrestres peuvent également concentrer certains métaux lourds, principalement le mercure (Huckabee, 1973). En effet, cet auteur a employé un indice de sensibilité des mousses pour qualifier des zones polluées par les métaux lourds.

En Belgique, quelques espèces sont utilisées pour la surveillance à long terme de l'exploitation des centrales nucléaires. Ces organismes se montrent d'excellents intégrateurs de radionucléides. Malheureusement, les colonies disparaissent lorsque la concentration de ces éléments s'élève.

Arbres et autres végétaux

Malgré une accessibilité et une indentification rapide, l'analyse de la biomasse arborifère est difficile. De nombreux mécanismes de croissance demeurent incompris, de même pour les échanges gazeux avec la biosphère, les zones d'accumulation et les réactions physiologiques en présence de stress environnemental.

Pour l'utilisation de ce groupe en tant qu'IB, l'étude de croissance de colonies est préférée à celle de l'individu. Kress et Skelly (1977) ont analysé l'impact environnemental d'une industrie de "munitions en fonctions". Deux espèces arborescentes de pin et de sycomore ont été choisies principalement pour leur intérêt économique. Une analyse de la croissance indique une dimunition moyenne de 26% : une réduction foliaire causée par l'émission d'ozone (O_3), de NO_2 et de SO_2 a été observée et ce à des concentrations gazeuses inférieures aux normes établies par le "National Ambient Air Quality Standards" aux États-Unis. La sensibilité de ces deux espèces permet le maintien d'un système bioindicateur de pollution viable à long terme. En général, les conifères sont moins tolérants que les arbres décidus.

Quelques travaux isolés considèrent d'autres plantes en tant qu'indicateurs biologiques potentiellement utilisables. La prêle* des champs (Equisetum arvense) se prête bien à une analyse à court terme (Sankar et al., 1978). Elle possède les avantages d'être largement distribuée, facilement récoltable, d'identification rapide, d'une grande tolérance et de posséder un facteur de concentration élevé pour les métaux lourds. L'accumulation se fait principalement au niveau des racines.

Les feuilles de tabac sont utilisées dans plusieurs états américains pour retracer certains polluants oxydants, tels que l'ozone (O_3), le NO_2 et le nitrate de peroxyacétyle (PAN) qui sont tous des composés du complexe photochimique (Heck, 1971). L'emploi des feuilles de tabac est facilité par

la formation de nouvelles feuilles de façon continue durant la saison de croissance, par la sensibilité différentielle des feuilles selon leur âge et finalement par la distinction visuelle des nouvelles lésions.

Cas spécial : Tradescantia

La plante Tradescantia est représentée par une trentaine d'espèces qui poussent sur la côte est américaine. Les croissements génétiques de plusieurs sous-espèces ont donné naissance à deux espèces hybrides*, Tradescantia 02 et Tradescantia 4430, lesquelles sont sensibles aux polluants atmosphériques. Ces produits provoquent différentes réactions chez la plante : altérations chromosomiques des microspores, des racines et des étamines; des mutations somatiques des pétales et des étamines; avortement du pollen; stérilité cellulaire des poils d'étamines.

Ces réactions engendrent l'apparition de modifications physiques à court terme, soit après 10 à 15 jours d'exposition en milieu contaminé. Par exemple, le bleu caractéristique des fleurs passe graduellement au rose avec l'intensité d'une exposition à la radiation. L'observation visuelle du phénotype peut s'accompagner d'une analyse quantitative en comptant les cellules d'étamines ayant subi des mutations.

Tradescantia réagit à la présence de radionucléides allant de 1 à 15 mGy et aux produits chimiques tels que le 1.2 dibiométhane et le phosphate de triméthyle (deux additifs gazeux de l'essence), le SO_2, le NO_2, le chlorure de vinyle; or ces doses sont beaucoup trop élevées pour s'en servir à des fins de surveillance environnementale (Schrairer et al., 1982). Présentement, les recherches s'accentuent afin de trouver des hybrides capables de réagir à des doses plus faibles.

2.2 Indicateurs biologiques animaux

2.2.1 IB animaux aquatiques

Plusieurs recherches ont été entreprises sur les IB en milieu aquatique. Presque tous les groupes taxonomiques y ont révélé des IB intéressants quoique les macroinvertébrés soient de loin les plus utilisés à l'heure actuelle. Trois groupes d'organismes nous intéressent en particulier : le zooplancton, les macroinvertébrés et les poissons.

Zooplancton

Par zooplancton, on entend ici tous les organismes animaux flottant sur l'eau ou près de la surface de l'eau. On y retrouve donc des protozoaires (foraminifères*, ciliés, amibes*, etc.), des petits crustacés (copépodes*, cladocères*, etc.) et des larves de poissons, de mollusques, etc. Ce sont des organismes qui ont un système homéostatique* simple permettant une réaction plus rapide devant des conditions de vie suboptimales que chez les organismes plus évolués. Il est à noter que les bactéries ici ont été classifiées dans ce groupe de façon purement arbitraire.

Depuis longtemps, on se sert du décompte de Escherichia coli pour vérifier la contamination de l'eau par la contamination organique. Les bactéries sont

moins efficaces dans le cas de pollution inorganique; des mutations permettant une adaptation au stress concerné les empêchent d'être des indicateurs biologiques valables. En 1978, la compagnie Beckman (instrumentation de laboratoire) a introduit la méthode Microtox; celle-ci utilise des bactéries luminescentes pour mesurer le stress environnemental in vitro. Cette technique est très sensible, soit de l'ordre du ppb, et est économique; elle est utilisée principalement pour détecter la présence de produits organiques.

Négligés par le passé, les protozoaires*, tels que les ciliés et les foraminifères commmencent maintenant à être appréciés pour leur juste valeur en tant qu'IB (Antipa, 1977). Les avantages, décrits à l'annexe B, semblent rééquilibrer les désavantages de l'utilisation de ces animaux unicellulaires.

Outre les protozoaires, on rencontre des petits crustacés inclus dans le zooplancton flottant sur ou sous la surface des eaux. Ces animaux s'avèrent des indicateurs biologiques valables; une méthode in vitro utilisant des daphnies est couramment employée pour estimer la contamination inorganique (AFNOR, 1974). Cette technique est basée sur l'observation des mouvements des animaux en présence de substances toxiques.

Macroinvertébrés

Les mollusques, surtout les gastéropodes et les bivalves, répondent le mieux aux critères de sélection mentionnés au tableau I lors du choix d'un IB. Leur sédentarité, particulièrement attrayante, permet d'étudier le milieu ambiant réel de ces organismes; il est à noter que la dérive des microorganismes était un de leurs plus gros désavantages les rendant moins acceptables en tant qu'IB. Plusieurs études stipulent la grande valeur des mollusques en ce domaine de surveillance environnementale. Or, malgré les nombreux avantages qu'offre ce groupe, il existe néanmoins quelques désavantages lesquels sont inscrits à l'annexe B. Aucun autre groupe d'organismes n'est plus scruté que les mollusques, quoique les algues et quelques macrophytes puissent être de même importance que les mollusques en tant qu'IB, sinon plus importants.

D'autres groupes de macroinvertébrés présentent quelques espèces pouvant être utilisées en tant qu'IB. Les arthropodes* offrent certaines possibilités : les amphipodes et les larves de plécoptères* sont des indicateurs de l'acidité de l'eau; les gammares* concentrent fortement le cadmium; le crabe bleu a une grande capacité de détecteur de produits organiques (annexe B).

Les tubificidés* sont surtout utilisés dans les milieux contaminés par la pollution organique; vu leur capacité de fixation d'oxygène découlant de leur grande quantité d'hémoglobine, ces organismes sont plus résistants à une diminution d'oxygène dans le milieu (Aston, 1973). De plus, ces derniers pourraient à la limite être employés dans des analyses de pollution inorganique (Saether, 1979; Wilson and McGill, 1977).

Les tuniciers* se sont montrés très utiles pour évaluer les perturbations environnementales en milieux marins; selon les espèces choisies, on s'en est servi pour la détection du sélénium, du chrome, du fer, du zinc et du cobalt (annexe B). D'autres recherches sur les animaux marins sont à l'étude.

Les polychètes*, les ostracodes*, les échinodermes* (Word et al., 1977) sont quelques groupes secondaires qui ont été examinés pour leur potentiel indicateur; les recherches y sont, cependant, beaucoup moins avancées que chez les mollusques.

Poissons

Les poissons sont des IB attrayants du fait de leur lien étroit avec l'homme, au point de vue économique, récréatif et gastronomique. Les espèces choisies seront surtout celles qui sont rencontrées dans la pêche sportive ou celles consommées par l'homme.

Les deux gros inconvénients à l'utilisation des poissons en tant qu'IB sont leur mobilité et leur difficulté de prélèvement. Ces deux difficultés s'éliminent si l'on se réfère à la méthode avancée par l'Américain Cairns, qui étudie in vitro les réactions physiologiques du poisson élevé dans un aquarium rempli d'eau provenant de l'effluent industriel (annexe B) (Cairns et Gruber, 1980). Toutefois, le coût énorme ainsi que quelques failles de la méthode (variabilité du comportement introspécifique, coefficient de dilution imprécis, etc.) rendent celle-ci difficilement praticable.

2.2.2 IB animaux terrestres

Les animaux terrestres ont été peu utilisés en tant qu'indicateur biologique. Ceci découle principalement de deux faits. Premièrement la faible densité des populations empêche un échantillonnage valable et représentatif. Deuxièmement, la capture des individus demande un trop grand investissement d'énergie pour la plupart des espèces.

Nonobstant les inconvénients et selon les conditions environnementales, il peut être avantageux d'analyser certaines espèces animales. L'annexe B4 mentionne quelques études examinant le potentiel indicateur de certains animaux : les vers de terre indiqueraient la contamination au sol; les amphibiens et les reptiles pourraient être utiles là où la densité des populations est élevée; les oiseaux ont, par le passé, été utilisés pour détecter l'entrée de produits chimiques dans l'écosystème (ex : le DDT), or leur emploi n'est pas courant dû à leur grande mobilité. Les mammifères, quoique offrant un certain intérêt, sont souvent éliminés en tant qu'IB, d'autres organismes étant plus faciles d'accès.

CONCLUSION

Lors de cette étude, nous avons noté deux catégories d'organismes servant dans ce genre d'analyse : il y a des organismes qui intègrent à long terme les contaminants du milieu tels que les mousses et les lichens ainsi que des organismes réagissant à court terme devant un stress environnemental tels que la plante Tradescantia.

Les analyses biologiques offrent un outil de plus à l'homme pour estimer les effets de ses manipulations sur l'environnement. L'annexe D montre la situation actuelle de l'emploi des IB selon des lettres reçues après avoir écrit à différents organismes canadiens et américains. Les réponses obtenues forment une monographie sur le sujet concerné. Voici quelques conclusions tirées des lettres reçues :

1) Les analyses biologiques, tant de l'approche holistique que réductionniste, sont de plus en plus utilisées dans les programmes de surveillance environnementale.

2) Présentement, il y a tendance à favoriser l'approche holistique plutôt que l'approche réductionniste.

3) Les résultats obtenus des analyses biologiques sont souvent non spécifiques. Ces analyses sont plutôt utiles à long terme en tant que moniteur de stress dans le milieu.

4) Les analyses biologiques actuelles ne sont pas assez sensibles pour détecter à court terme des perturbations du milieu induites par la radioactivité.

5) Lorsque des IB sont employés, les critères de sélection sont souvent liés à des facteurs économiques et de santé pour l'homme.

6) Idéalement, on doit utiliser, et des méthodes chimiques et des méthodes biologiques pour évaluer le stress environnemental, celles-ci étant complémentaires.

D'après cette étude, les indicateurs biologiques spécifiques à la radioactivité sont peu nombreux. Or, l'industrie nucléaire peut se servir des indicateurs pour leur réaction aux propriétés chimiques des rejets radioactifs. L'utilisation des indicateurs biologiques semble donc valide pour certains programmes de surveillance environnementale. Les organismes intégrant à long terme les rejets radioactifs font déjà partie des programmes de certains titulaires de permis de la CCEA. Les organismes réagissant à court terme à la radioactivité sont rares; des recherches dans ce domaine pourraient révéler des espèces pouvant détecter rapidement les rejets radioactifs.

RÉFÉRENCES

AFNOR, 1974. Détermination de l'inhibition de la mobilité de Daphnia magna straus (Crustacés, Cladocères). T 90-301, Association française de normalisation, avril, Paris.

ALABASTER, J.S., 1977. "Biological monitoring of inland fisheries." Applied Science, Londre, 226 p.

ANTIPA, G.A., 1977. "Use of commensal protozoa as biological indicators of water quality and pollution." Trans. Amer. Micros. Soc., 96(4): 482-489.

ASTON, R.J. 1973. "Tubificids and water quality: a review." Environmental pollution, 5(1): 1-10.

AUGIER, H., G. Gilles et G. Ramonda, 1977. Utilisation de la phanérogamme marine Posidonia oceanica Delile pour mesurer le degré de contamination mercurielle des eaux littorales méditerranéennes. C.R. Acad. Sc. Paris, t. 285, Série D. 1557-1560.

BEAULIEU, G., 1982. Des algues pour détecter la pollution des eaux. Réseau, 13(8): 14-17.

BECKMANN, 1978. "Microtox acute water toxity Monitor." Product Development Bulletin 6964.

BEDFORD, B.L., 1977. "Alterations in the growth and phenology of wetland plants as indicators of environmental change." Sensing of env. polluants 4th joint conf. Nouvelle Écosse, Nov. 6-11 (5): 170-174.

BENGTSSON, B.E., 1979, "Biological variables, especially skeletal deformities in fish, for monitoring marine pollution." Phil, Trans. R. Soc. Land. B. 286: 457-464.

BROCK, T.D., I. Yoder, 1971. "Thermal pollution of a small river by a large university: Bacteriological studies." Indianna academy of science. Proceedings, 80: 183-188.

BURNS, K.A. et J.L. Smith, 1981. "Biological monitoring of ambient water quality: the case for using bivalves as sentinel organisms for monitoring petroleum pollution in coastal waters." Estuarine, Coastal and Shelf science, 13: 433-443.

CAIRNS, J. Jr., et D. Gruber, 1980. "A comparison of methods and instrumentation of biological early warming systems." Water resources bulletin 16(2): 261-266.

CAIRNS, J., K.L. Dickson et G.F. Westlake, 1976. "Biological monitoring of water effluent quality." American society fortesting and materials (ASTM) STP607 04-6070000-16, 246p.

CAIRNS, J. Jr., G.R. Lanza, et B.C. Partker, 1972. "Pollution related structural and functional changes in aquatic communities with emphasis on freshwater algae and protozoa." Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 124(5): 79-127.

CAMPBELL, W.F., et E.A. Rechel, 1979. "Tradescantia: A super-snooper of radioactivity from uranium mill wastes." Utah agricultural experiment station, UTAH Science, 40(4): 100-103.

COATES, K., D.V. Ellis, 1980. "Enchytraeid oligochaetes as marine pollution indicators." Marine pollution bulletin, 2(6): 171-174.

COOK, S.E., 1976. "Quest for an index of community structure sensitive to water pollution." Environmental pollution, 11(4): 269-288.

COWEN, J.P., V.F. Hodge, et T.R. Folsom, 1976 "In vivo accumulation of radioactive polonium by the giant kelp Macrocystis pyrifera." Marine biology, 37(3): 239-248.

DAJOZ, R. 1975. Précis d'écologie, Gauthier-villars, Bordas, Paris 546p.

DAPSON, R.W., et L. Kaplan, 1979. "Biological half-life and distribution of radiocésium in a contaminated population of greenfrogs Hyla cinerea." Oikos, 26: 39-42.

DICKS, B., 1973. "Some effects of Kuwait crude oil on the limpet, Patella vulgata." Environmental pollution, 5(3): 219-229.

DRUMOND R.A., G.F. Olson, et A.R. Batterman, 1979. "Cough response and uptake of mercury by brook trout, Salvelius fontinalis, exposed to mercuric compounds at different hydrogenion concentrations." Trans. amer. fish. soc.: 244-249.

EPA, 1982. "Biological monitoring." U.S. Environmental Protection Agency, no. EPA-1001.

FOULQUIER, L. et A. Grauby, 1974. Propositions pour un radioindicateur biologique international des milieux aquatiques, à partir d'un bilan expérimental, écologique et économique. Environmental surveillance around nuclear installations, Proceedings of a symposium Warsaw 5-9 Nov., AIEA, Vienne, 11: 67-89.

FOWLER, W., 1980. "The use of biological indicators as an index of stream health." Management sym. Spokane, Apr. 8-10: 69-80.

FRANCIS, G.R., 1976. "Summary observations on Canadian reptiles and amphibians." Canada's threatened species and habitats, p.133-135.

GILBERT, O.L., 1970, "A biological scale for the estimation of sulphur dioxide pollution." New Phytologist, 69(3): 629-634.

GORDEN, R.W., et C.B. Fliermans, 1978. "Survival and viability of Escherichia coli in a thermally altered reservoir." Water research, 12(5): 343-352.

GRAY, J.S. et R.J. Ventilla, 1973. "Growth rates of sediment living marine protozoans as a toxicity indicator for heavy metals." Ambio, 2(4): 118-122.

GROSSMAN, K., 1979. "The Spiderwort: Radiation monitor." Garden, 3(3): 22-25.

HARGREAVES, J.W., C.F. Mason et I.R. Pomfret, 1979. "A simplified biotic index for the assessment of biologically oxidyable pollution in flowing waters." Water pollution control, 78(1): 98-105.

HARVEY, R.S., 1970. "Biological indicator of environmental radioactivity." E.I. du Pont de Nermours and Co., Savannah River Lab., no. 71-4TG, 415p. (:136-139).

HAWKSWORTH D.L., 1974. "Lichens and Indicators of Environmental Change." Environment and Change, 2(6): 381-386.

HECK, W.W., 1971. "The use of plants on sensitive indicators of photochemical air pollution." International Symposium on Identification and Measurement of Environmental Pollutants, Ottawa, Canada, June 14-17.

HODGE, V.F., F.L. Hoffman, et T.R. Folsom, 1974. "Rapid Accumulation of Plutonium and Polonium on Giant Brown Algae." Health Physics, 27: 29-35.

HOFFMAN, I., 1971. "International Symposium on Identification and Measurement of Environment Pollutants." Ottawa, Canada, June 14-18. 451p.

HOOK, V.R.I., 1974. "Cadmium, lead, and zinc distributions between earth worms and soils: Potentials for biological accumulation.1 Bull. Env. Contam. and toxical, 12(4): 509-511.

HUCKABEE, J.W., 1973. "Mosses: Sensitive Indicators of Airborne Mercury Pollution." Atmospheric Environment, 7(7): 749-754.

ICHIKAWA, R., 1961. "On the Concentration Factors of some Important Radionuclides in the Marine Food Organisms." Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries, 27(1): 66-74.

JAMES, A., L. Evison, 1979. "Biological indicators of water quality." John Wiley and Sons, 600p.

JOUBERT, G., 1980. "A bioassay application for quantitive toxicity measurement, using the green algae Selenastrum capricornutum." Water Research, 14: 1759-1763.

KAESLER, R.L., J. Cairns Jr., et J.S. Crossman, 1974. "Redundancy in Data from Stream Surveys." Water Research 8(9): 637-642.

KALIN, M. et H.D. Sharma, 1981. "Lead total and lead-210 in 20 year old uranium mill tailings." Proceedings: Conference on Radiation Hazards in Mining. Golden. Colorado 4p. Oct.

KINGSBURY, R.W.S.M. et C.P. Rees, 1978. "Rapid Biological Methods for Continuous Water Quality Monitoring." Effluent and Water Treatment Journal, 18(7): 319-331.

KIRCHMANN, R., J. Lambinon, E. Bonnijns-van Gelder et J. Colard, 1974. Utilisation de bioindicateurs à des fins de surveillance des sites nucléaires. AIEA-SM-/80-55: 105-118.

KRESS, L.W., et J.M. Skelly, 1977. "The interaction of O_3, SO_2 and NO_2 and its Effect on the Growth of two Forest Tree Species." Présenté à "Cottrell Centennial Sym. on Air Pollution and its Impact on Agriculture", Californie, Jan. 13-14: 128.

KRIEGER, R.I., S.J. Gee, L.O. Lim, J.H. Ross et A. Wilson, 1979. "Disposition of Toxic Substances in Mussels (Mytilus Californianus): Preliminary Metabolic and Histologic Studies." American Chemical Society: 259-277.

KRISHNAMOORTTI, K.P., et M.K. Abdulappa et A. Gadkari, 1978. "Biological indicators of pollution." Proc. Indian Natl. Sci. Acad. Partie B. 44(2): 98-119.

KURABAYASHI, M., S. Fukuda et Y. Kurokawa, 1979. "Concentration Factors of Marine Organisms used for the Environmental Dose Assessment." Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corp., Tokyo: 336-345.

LAMBINON, J., J.-P. Descy, A. Empain, R. Kirchmann, et E. Bonnijns-Van Gelder, 1976. La surveillance écologique des sites d'implantation des centrales nucléaires: Effets des rejets d'effluents pour l'écosystème mosan: Acquis et Perspectives. Annales de l'Association Belge de Radioprotection, 2(3): 201-215.

LEBLANC, F. et J. De Sloover, 1970. "Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montréal." Canadian Journal of Botany, 48: 1485-1496.

LEBLANC, F., D.N. Rao et G. Comeau 1971. "The epiphytic vegetation of Populus balsamifera and its significance as an air pollution indicator in Sudbury, Ontario." Can. J. Bot., 50: 519-528.

LEEUWAUGH, P. 1978. "Toxicity Rests with Daphnids: its Application in the Management of Water Quality." Hydrobiologia, 59(2): 145-148.

LEVY, C.K., Youngstrom, K.A. et C.J. Maletskes, 1981. "Radioecology on a Nuclear Power Station Site using Recapturable Wild Birds and Whole Body Gamma Spectroscopic Analysis." International Symposium on Migration in the Terrestrial Environment of Long-lived Radioculides from the Nuclear Fuel Cycle, Knoxville, Tennesse, USA 27-31 July 81. IAEA-SM-257-260.

MAJORI, L., G. Nedoclan, G.B. Modonutti et F. Daris, 1970. "Methodological Researches on the Phenomenon of Metal Accumulation in the Mytilus galloprovincialis and on the Possibility of using Biological Indicators as Tests Organisms of Marine Metal Pollution." Revue int. d'Oceanographie Médicale, XLIX: 81-87.

MARTOJA, M., Vu Tan Tu et B. Elkaim, 1980. Bioaccumulation du Cuivre chez Littorina litterea (L.) (gastéropode prosobranche): Signification physiologique et écologique. J. exp. mar. Biol. Ecol., 43: 251-270.

McMAHAN, E.A., 1972. "Relative Abondance of Three Marsh-Floor Organisms in a Sewage-Affected Marsh and in a Sewage Free-Marsh." The Journal of the Mitchel Society: 61-65.

McMAHON, J.W. et A.E. Docherty, 1978. "Phytoplancton and cooling Systems: Temperature Effects using Different Intake and Discharge depths." Water research: 925-929.

MORSE, E.V., et M.A. Duncan, 1976. "Salmonella as Monitors of Fecal Pollution in the Aquatic Environment." J. Environmental Science and Engineering, 11(10-11): 591-601.

MURPHY, P.M., 1978. "The Temporal Variability in Biotic Indices." Environmental Pollution, 17(3): 227-236.

NAKAHANA, M., T. Koyanagi, Veda T., Shimizer C., 1979. "Peculiar Accumulation of Cobalt-60 by the Bronchial Heart of Octopus." Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries. 45(4): 539.

NAKAHANA, M., T. Koyamagi et M. Saiki, 1975. "Concentration of radioactive cobalt by seaweeds in the food chain." Impacts of Nuclear releases in the Aquatic Environmental, AIEA, Vienne, p.301-313.

NALEPA T.F., 1979. "Freshwater Macroinvertebrates." Journal Water Pollution Control, 51(6): 1694-1708.

PAPADOPOULOU, C., et G.D. Kanias, 1977. "Tunicate Species as Marine Pollution Indicators." Marine Pollution Bulletin, 8(10):229-231.

PATEL, B. et A.K. Ganguly, 1973. "Occurrence of ^{75}Se and ^{113}Sm in Oysters." Health Physics, 24: 559-562.

PERSOONE, G. et N. Pawn, 1979. "Systems of Biological Indicators for Water Quality Assessment." In Biological Aspects of Freshwater Pollution. O. Ravera (ed), Pergamon, p.39-75.

PESSON, P., 1976. La Pollution des eaux continentales: Incidence sur les biocénoses aquatiques. Gauthier-Villars, Bordas, 285p.

PHILLIPS, D.J.H., 1977. "The Use of Biological Indicator Organisms to Monitor Trace Metal Pollution in Marine and Estuarine Environments - A review." Environmental Pollution, 13(4): 281-317.

RAVERA, O., 1978. Evaluation of effects of radioactive contamination of the marine biota. Revue int. d'Océanographie Médicale, XLIX(3): 147-167.

RESH, V.H., J.D., Unzickep, 1975. "Water Quality Monitoring and Aquatic Organisms: the Importance of Species Identification." Water Pollution Control, 47(1): 9-19.

ROGERS, H.H., H.E. Jeffries et A.M. Witherspoon, 1979. "Measuring Air Pollutant Uptake by Plants: nitrogen dioxide." Journal of Environmental Quality, 8(4): 551-557.

RYAN, P.M., et H.H. Harvey, 1977. "Growth of Rock Bass, Amploplites rupestris in Relation to the Morphoedaphic Index as an Indicator of an Environmental Stress." J. Fish Res. Board Can., 34: 2079-2088.

SAETHER, O.A., 1979. "Chironomid Communities as Water Quality Indicators." Holartic Ecology, 2(2): 65-74.

SANKAR N., R. White and W.J. White, 1978. "Equisetum arvense: An Aquatic Vascular Plant as a Biological Monitor for Heavy Metal Pollution." Chemosphere, 8(3): 125-128.

SAUNDERS, J.W., 1969. "Mass Mortalities and Behaviour of Brook Trout and Juvenile Atlantic Salmon in a Stream Polluted by Agricultural Pesticides." J. Fish Res. Bd. Canada, 26(3): 695-699.

SAWICKA-KAPUSTA, K., 1979. "Roe Deer Antlers as Bioindicators of Environmental Pollution in Southern Poland." Environmental Pollution, 19(4): 283-293.

SCHAIRER, L.A., R.C. Sautkulis et N.R. Tempel 1982. "Monitoring Ambient Air for Mutagenicity using the Higher Plant Tradescantia." Genotoxic Effects of Airborne Agents, 123-139.

SCHAIRER, L.A., J. Van't Hof, C.G. Hayes, R.M. Burton et F.J. de Serres, 1979. "Measurement of Biological Activity of Ambient Air Mixtures used a Mobile Laboratory for in situ Exposures: Preliminary Results from the Tradescantia Plant Test System." In Application of short-term Bioassays in the fractionation of complex environmental mixtures. Waters, M.D., S. Nesnow, J.L. Hwisingh, S.S. Sanhu et L. Claxon (eds), Plenum, New York. p. 421-444.

SCHRECK, C.B. et H.W. Lory, 1978. "Stress Response of Coho Salmon (Oncorhynchus kisutch) Elicited by Cadmium and Copper and Potential Use of Cartisol as an Indicator of Stress." J. Fish Res. Board Can., 35(8): 1124-1129.

SIMMONS, G.M. Jr. et J.R. Reed Jr., 1973. "Mussels as Indicators of Biological Recovery Zone." Journal WPCF, 45(12): 2480-2492.

SPARROW, A.H. et L.A. Schairer, 1974. "The Effects of Chemical Mutagens (EMS, DBE) and Specific Air Pollutants (O_3, SO_2, NO_2, N_2O) on Somatic Mutation Rates in Tradescantia." Conférence présentée à Moscou lors du symposium sur "The Potential Genetic Effects of Environmental Pollutants on Man" février, 18-21.

TIBBS, J.F., 1974. "Testacea (Protozoa: Sarcodina) as Indicators of Water Quality in Western Montana." Montana Water Resources Center, Report No. 49, 7p.

VARSHENEY, C.K. et J.K. Garg 1979. "Plant responses to Sulfur Dioxide Pollution." Critical Reviews in Environmental Control, 9(1): 27-49.

WIEDERHOLD, T., 1980. "Use of Benthos in Lake Monitoring." Journal WPCF, 52(3): 550-547.

WIELGOLASKI F.E. 1975. "Biological Indicators of Pollution." Urban Ecology, 1: 63-79.

WILSON, R.S. et J.D. McGill, 1977. "A new method of monitoring water quality in a stream receiving sewage effluent, using chironomid pupal exuviae." Water Research, 11(11): 959-962.

WORD, J.Q., B.L. Myers et A.J. Mearns, 1977. "Animals that are indicators of marine pollution." Coastal Water Research Project, 253p.

ZACH, R., et K.R. Haysh, 1982. "Breeding Biology of Tree Swallows and House Wrens in a Gradient of Gamma Radiation." Ecology, 63(6): 1720-1728.

ZAUKE, G.P., 1979. "Cadmium in Gammaridae (Amphipoda: Crustacea) of the Rivers Werra and Weser; 1. Evaluation of the Sources of Variance." Chemosphere, 8(10): 769-775.

ANNEXE A

AVANTAGES ET DÉSAVANTAGES DES VÉGÉTAUX EN TANT QU'IB

1. Avantages et désavantages de différents végétaux aquatiques en tant qu'IB - Phytoplancton

AVANTAGES	DÉSAVANTAGES
. Possibilité d'avoir un index universel sur la qualité des milieux aquatiques (Wielgolaski, 1975)	. Études laborieuses : échantillonnage, identification et comptage, analyse et interprétation
. Plusieurs espèces sont sensibles à la pollution thermique ou organique (McMahan, 1972; McMahon et Docherty, 1978)	. Clé taxonomique ne peut pas être disponible
. Surtout utile pour les études de toxicité : culture facile, résultats à court terme. *Selenastrum capricornutum* possède une morphologie cellulaire simple et se prête bien à l'analyse d'enrichissement du milieu aquatique (Joubert, 1980)	. La représentativité des espèces employées est fréquemment mise en doute . Certaines critiques reprochaient la non-spécificité de ces études
. Plusieurs algues microscopiques réagissent à la présence de produits toxiques; *Oscillatoria vaucher*, *Skeletoma costatum*, *chlorella ovalis*, *Anabeana flor-agnal*, *Microcystis acruginosa* (EPA, 1971)	. La dérive de ce groupe pose certains inconvénients

2. Avantages et désavantages de différents végétaux aquatiques en tant qu'IB - Macroalgues

AVANTAGES	DÉSAVANTAGES
. La biomasse est importante, la récolte facile et l'identification rapide; le facteur de concentration est élevé et se prête bien à des études de bioaccumulation	. Ce groupe végétal se développe dans un habitat limité par la profondeur, la luminosité et est restreint au littoral marin
. Les algues brunes sont très employées :	
Cladophora sp. est un bon concentrateur de Ru, Sr, Ge, Zr/Nb, Pu, I et de plusieurs métaux lourds (Kurabayshi et al., 1979)	
Macrocystis pyrifera (laminaire) peut accumuler le Pu et le Po, et possède une croissance rapide permettant l'obtention de résultats à court terme (Cowen et al., 1976)	
Fucus senatus a été employé dans plusieurs recherches pour retracer les métaux lourds (Hodge et al., 1974)	
Les algues vertes filamanteuses accumulent le Mn-54, Co-60, Cs-14 et Cs-137 (Nakahana et al., 1975)	

3. Avantages et désavantages de différents végétaux aquatiques en tant qu'IB - Plantes aquatiques

AVANTAGES	DÉSAVANTAGES
. Les mousses aquatiques sont accessibles et la récolte en est facile	. L'analyse ne peut se faire qu'à long terme
. Le facteur de concentration élevé de ce groupe en fait un des meilleur indicateur	. L'identification exige une connaissance spécifique
. La possibilité d'avoir un index pour cartographier les différentes zones facilitent l'analyse spatiale	. Les mousses ne poussent qu'à des endroits particuliers
. La croissance lente permet une meilleur intégration des conditions au milieu	. Elles sont fragiles à la pollution et disparaissent lorsque celle-ci devient importante
. Cinclidotus danubicus et Platyhypinidium sp. sont employés depuis quelques années en Belgique pour retracer le Mn-34, Co-60, Cs-134, Cs-137, Co-59 et les métaux lourds (Kirchmann et al., 1974)	
. Rhynchostegum riparioides est largement distribué dans les rivières de l'hémisphère nord et est tolérant de plusieurs produits toxiques	
. Les plantes littorales habitent la zone d'échange entre le milieu aquatique et terrestre. Elles sont généralement faciles d'accès, de récolte et d'identification	. La période d'échantillonnage est relativement courte . Le facteur de concentration des plantes étudiées jusqu'à maintenant est moyen et l'habitat est très limité
. Typha latifolia, Carex lacustris, Bideus et Cernua sont employés pour connaître les effets du stress thermique sur la végétation (Bedford, 1977)	

3. Avantages et désavantages de différents végétaux aquatiques en tant qu'IB - Plantes aquatiques (suite)

AVANTAGES	DÉSAVANTAGES
. Hordeum jubatum, Pucinella distans, Deschampsia cispitosa accumulent le Ra-226 et le Pb-210. Ils ont été utilisés en tant que bioindicateur d'anciennes mines désaffectées (Kalin et Sharma, 1981)	
. Myriophyllium sp. et Potamogeton crisplus peuvent concentrer certains radionucléides (Mn-54, Co-60, et Cs-137)	

4. Avantages et désavantages de différents végétaux terrestres en tant qu'IB

AVANTAGES	DESAVANTAGES
. Les lichens sont très abondants où ils se développent	. Puisque la croissance est très lente, l'analyse peut se faire qu'à long terme . L'espèce est sensible à la présence de pollution et disparaît lorsque le milieu atteint un certain niveau . L'identification exige une connaissance spécifique
. Le facteur de concentration est très élevé, ce qui en fait un des meilleurs bioaccumulateurs	
. Possédant une structure physique élémentaire, les lichens s'avèrent d'excellents intégrateurs du milieu. Il existe des index de tolérance selon le degré de pollution qui peuvent servir à cartographier les régions atteintes (Leblanc et al., 1970-71; Gilbert, 1970; Hawksworth, 1974)	
. Enernia sp., Hypogymnia sp. accumulent très bien les métaux lourds et les radionucléides	
. Parmelia physodes est employé pour détecter les excès de SO_2, d'acide fluorhydrique et d'acide chloridrique (Rogers et al., 1979)	
. Quelques recherches ont porté sur les arbres, leur biomasse étant importante, la récolte et l'identification aisée	. L'emploi d'espèces arbustives pour indiquer la situation environnementale exige des études importantes et à long terme. Les mécanismes de réaction au stress environnemental sont mal connus
. La réaction physique au stress environnemental de la plante à fleurs Tradescantia est visuelle et survient à court terme (10-15 jours d'exposition). La plante est facilement manipulable, entreposable dans une chambre de croissance et réagit à quelques polluants (Schairer et al., 1982; Schairer et al., 1979; Grossman, 1979; Campbell et Rechel, 1979; Sparrow et Shairer, 1974)	. Le comptage des cellules d'étamines* peut être ardu . Les premières mutations n'apparaissent qu'à une concentration assez élevée; on note un manque d'efficacité qui cependant peut être amélioré avec des nouveaux hybrides plus sensibles

ANNEXE B

AVANTAGES ET DÉSAVANTAGES DES ANIMAUX EN TANT QU'IB

1. Avantages et désavantages de différents animaux aquatiques en tant qu'IB - Zooplancton

AVANTAGES	DÉSAVANTAGES
Bactéries	
. Bon indicateur de pollution organique (Morse et Duncan, 1976) a) par la méthode conventionnelle de décompte b) par la méthode Microtox utilisant des bactéries luminescentes (Beckmann, 1978)	. Organismes dérivants a) rétablissement rapide après stress environnemental b) équipement spécialisé : stérilisateur, vase de pétri, etc.
. Réaction rapide devant un changement environnemental	. Délai d'obtention des résultats dû à la culture des bactéries
. Échantillonnage aisé	. Distinction difficile entre cellules mortes et cellules vivantes
. Méthodologie bien développée	. Imprécision du comptage
. Bon indicateur de pollution thermique (Brock et Yoder, 1971)	. Non utilisé pour la pollution inorganique (Gordan et Fliermans, 1978)
. Résistant à la radioactivité (spécialement les spores) (Ravera, 1978)	. Mutations se produisant devant le stress environnemental et rendant les bactéries inefficaces en tant qu'IB face à certaines substances toxiques (Helawell *in* Alabaster, 1977)
Protozoaires	
. Réponse rapide devant un changement environnemental. (Cairns *et al.*, 1972)	. Spécialiste requis pour la taxonomie
. Échantillonnage aisé (Tibbs, 1974)	. Outils d'identification non disponibles
. Valence saprobienne bien recherchée (Antipa, 1977)	. Études doivent être quantitatives

1. Avantages et désavantages de différents animaux aquatiques en tant qu'IB - Zooplancton (suite)

AVANTAGES	DESAVANTAGES
. Peuvent être résistants aux facteurs physiques de l'eau (température, etc) mais sensibles aux facteurs chimiques (phosphates, sulfates, nitrates, silicates, etc) (Gray et Ventilla, 1973) ex : les foraminifères (Barlett, in Hoffman, 1971), les ciliés	. Organismes dérivants
Petits crustacés	
. Réaction rapide devant un changement environnemental	. Organismes plus ou moins dérivants
. Échantillonnage aisé	. Moyennement résistants aux polluants
. Le comportement, tel que la motilité peut être analysé face au stress (AFNOR, 1974)	. La plupart des espèces (ex : les daphnies) sont des meilleurs sujets pour les études de toxicité que pris en tant qu'indicateur biologique (Leeuwangh, 1978)

2. Avantages et désavantages de différents animaux aquatiques en tant qu'IB - Macroinvertébrés

AVANTAGES	DESAVANTAGES
En général	
. les facteurs de concentration sont de 2 à 3 fois plus élevés que chez les poissons	. quelques espèces dérivants
. beaucoup d'espèces sédentaires	. clé taxonomique inadéquate pour quelques espèces
. bonne clé taxonomique pour plusieurs espèces	. échantillonnage qualitatif rendu
. études qualitatives possibles	. individus sont de petites tailles
. échantillonnage aisé	
. équipement simple d'échantillonnage	
. résistant à la radioactivité (plus que chez les vertébrés) (Ravera, 1978)	
Mollusques	
. bon indicateurs de métaux lourds et d'autres substances chimiques (ex : phénol, pH de l'eau, cobalt, zinc, etc.) (Burns et Smith, 1981; Dicks, 1973; Majori et al., 1970)	. les mollusques à hémocyanine* ne sont pas résistant aux substances à base de cuivre et ne peuvent, dans ce cas, être utilisés en tant qu'IB (molluscide) (Martoja et al., 1980) dans le cas de pollution par le cuivre
. dernier groupe taxonomique à recoloniser un milieu stressé (Simmons et Reed, 1973)	. il est parfois difficile de distinguer entre un mollusque mort ou vivant.
. transformation métabolique faible de substances chimiques étrangères permettant ainsi une demie-vie biologique longue (Krieger et al.,; 1979)	. certaines espèces ne concentrent pas beaucoup
. il y a intégration des polluants par trois voies 1) absorption par l'eau 2) absorption par les aliments 3) adsorption aux particules inorganiques filtrées	. ils peuvent être présents à faible densité

2. Avantages et désavantages de différents animaux aquatiques en tant qu'IB - Macroinvertébrés (suite)

AVANTAGES	DÉSAVANTAGES
. transplantation applicable	
. les bivalves sont spécialement utiles pour doser le Mn-54; ils peuvent accumuler des substances radioactives de l'ordre de 10^3 à 10^6 (Ichikawa, 1961)	
. les huîtres sont particulièrement favorables à l'accumulation de radionucléides (Zn-65, Mn-54, Co-60, Fe-54, Cr-51, Cs-137, Ce-141-144, Ru-106, Zr/Nb-95, Ag-113m) (Patel et Ganguly, 1973)	
. le coeur branchial de la pieuvre (céphalopode)* accumule à un facteur de concentration élevé le Co-60 et Mn-54; or le plutonium est plus fortement concentré chez les autres familles de mollusques. (Nakahara et al., 1979)	
Autres macroinvertébrés	
. les tubificidés, surtout utilisés lors de pollution organique, sont de plus en plus employés en tant qu'IB de pollution inorganique (Aston, 1973)	. sauf pour les tubificidés, la densité des populations de ces organismes est trop faible pour que ceux-ci soient vraiment considérés comme indicateur valide
. dû à leur facteur de concentration élevé du sélénium, chrome, fer, zinc et cobalt, les tuniciers des eaux marines se sont révélés des bons IB (Papadadopoulou et Kanias, 1977)	
. les gammares sont utiles car ils concentrent le cadmium (Zauke, 1979)	
. les amphipodes et les larves de plécoptères sont des indicateurs valides déterminant l'acidité de l'eau (Wielgolaski, 1975; Coates et Ellis, 1980)	

3. Avantages et désavantages de différents animaux aquatiques en tant qu'IB - Poissons

AVANTAGES	DÉSAVANTAGES
. effets immédiats du polluant sur la physiologie du poisson (Scheck et al., 1978)	. réactions face au stress plus ou moins comprises
. méthodologie bien développée	. mobile
. bonne clé taxonomique	. comportement d'évasion au polluant (Saunders, 1969)
. facteur de concentration* élevé pour la radiocésium	. main d'oeuvre nécessaire pour l'échantillonnage
. grande taille	. moins sensibles pour certains polluants que chez les invertébrés (Mn-54, Co-60, etc.)
. sensible à certains polluants	. l'utilisation du muscle de poisson pour indiquer la concentration du polluant dans ce milieu ambiant n'est pas recommandée (sauf pour le mercure) puisqu'aucune corrélation significative n'y a été trouvée (Drummond et al., 1979)
. haut niveau trophique	. appareil d'études et de surveillance in vivo et in vitro coûteux
. détection d'impact physiologique évidente : battements cardiaque, taux respiratoire (Ryan et Harvey, 1977)	. parfois la dilution de l'effluent dans le cours d'eau n'est pas considérée lors d'expériences in vitro
. détection d'impact anatomique évidente : déformation du squellette, tumeurs, lésions, branchies abîmées, etc. (Bengtsson, 1979)	

4. Avantages et désavantages de différents animaux terrestres en tant qu'IB

AVANTAGES	DÉSAVANTAGES
Invertébrés	
. ex. : les vers de terre concentrent le cadmium et le zinc (Hook, 1974)	
Amphibiens	
. ex. : les grenouilles peuvent concentrer le radiocésium (Dapson et Kaplan, 1979)	. faible densité de populations . échantillonnage difficile
Reptiles	
. Francis (1976) a constaté que les reptiles peuvent accumuler des pesticides	. faible densité de populations . échantillonnage difficile
Oiseaux	
. quelques espèces sauvagines (canard et perdrix) ont servi d'IB pour leur rôle dans la chaîne alimentaire humaine (Harvey, 1970)	. faible densité de populations . échantillonnage difficile
. ils ont aussi servi pour déterminer des champs gamma (Zach et Hayoh, 1982) et pour détecter l'accumulation de Cs-137 (Levy et al., 1981)	
Mammifères	
. les mammifères concentrent l'iode-131 au niveau de la thyroïde.	. faible densité de populations . échantillonnage difficile
. réactions physiologiques immédiates	
. les cornes de certains ruminants servent d'indicateur de pollution (Sawicks-Kapusta, 1979)	

ANNEXE C

Glossaire

AMIBE (Amoibê = transformations) - Animal unicellulaire de l'embranchement des protozoaires vivant dans les eaux salées, des eaux douces et de la terre humide.

AMPHIPODES - Ordre des crustacés de petite taille (1 cm), à corps comprimé latéralement, comprenant des formes d'eau douces (gammare) et des formes marines (talitre).

AUTROPODES (arthron = acticulation, podos = pied) - Animal invertébré caractérisé par un squelette externe chitineux, un corps divisé en anneaux et des membres formés de segments mobiles grâce à la présence d'articulations.

BIVALVES - Nom donné à certains mollusques parce que leur coquille est composée de deux valves.

BRYOPHYTES - Embranchement végétal qui comprend les mousses et les sphaignes.

CLADOCÈRES - Sous-ordre animal des crustacés représenté par les puces d'eau (daphnies).

COPÉPODES - Classe animal des crustacés de formes variées et microscopiques qui composent en partie le zooplancton.

CÉPHALOPODE - (kephalê = tête, podos = pied) Mollusque marin dont la tête porte des tentacules munies de ventouses.

CUTICULE - En botanique, pellicule superficielle des jeunes tiges et feuilles, contenant de la cutine. En zoologie, zone superficielle du tégument des animaux articulés (insectes, crustacés) contenant de la chitine.

DÉCAPODE - Ordre des crustacés supérieurs, à cinq paires de pattes ambulatoires terminées par une pince ou une griffe comprenant les crabes, les crevettes, le homard, la langouste, l'écrevisse, les pagures.

ÉCHINODERME (ekinos - hérisson, derma = peau) = Embranchement des invertébrés comprenant des formes marines à symétrie axiale de type 5, dont l'oursin et l'étoile de mer sont les types.

ÉTAMINES - Organe sexuel male des végétaux à fleurs comprenant une partie grêle (le filet) et une partie renflée (l'anthère) qui renferme le pollen.

FACTEUR DE CONCENTRATION - Méthode quantitative pour évaluer le potentiel accumulateur de certaines substances par les organismes vivants. Le facteur se traduit par la concentration de la substance dans l'organisme sur la concentration de cette même substance dans le milieu ambiant.

FORAMINIFÈRES - Ordre des protozoaires marins dont la cellule des individus est entourée d'une capsule calcaire perforée de minuscules orifices.

GAMMARES - Petit (1 cm) crustacé commun dans les eaux douces aérées qui fait partie des amphipodes.

GASTÉROPODES (gastêr = ventre, podos = pied) - Classe de mollusques qui rampent sur un pied élargi et musclé, qui possèdent souvent une coquille spirale et qui vivent sur la terre (escargot, limace), dans l'eau douce (limnée) ou dans la mer (bigorneau, buccin, etc.)

HÉMOCYANINE - Pigment respiratoire protidique contenant du cuivre dissous dans le plasma sanguin de la plupart des mollusques et des crustacés.

HÉPATIQUES - Classe des Bryophytes. Ils ont le même cycle de développement que les mousses mais diffèrent de celles-ci par leurs formes plus variées.

HOMEOSTATIQUE - Se dit d'un système d'une certaine complication, abandonné à lui-même, qui est capable de rechercher un équilibre préalablement déterminé.

HYBRIDES - Se dit d'un animal ou d'un végétal résultant de croisements entre variétés ou sous-espèces.

OSTRACODES - Classe des crustacés. Les individus possèdent une carapace bivalve. Ils sont pélagiques ou benthiques.

PHANÉROGAMES (phaneros = visible, gamos = mariage) - Embranchement du règne végétal renfermant les plantes se reproduisant par des fleurs et des graines.

PLÉCOPTÈRES - Ordre des insectes. Ils sont mandibulés et possèdent une métamorphose hétérométaboles. Les larves fréquentent les rivières à courant rapides et à fond rocheux.

POLYCHÈTES (polus - beaucoup, khuitê = crinière) - Classe d'annélides marines à nombreuses soies latérales (ex : vers néréides).

PRÊLE (aprêle = rude) - Plante des lieux humides, à tige creuse, à feuilles disposées en verticelles et dont les spores sont produits par des épis terminaux de sporanges en écailles.

PROTOZOAIRES (pretos = orenuerm, zôon = animal) - Embranchement animal représenté par des organismes microscopiques unicellulaires aux moyens de locomotion variés.

STOMATE - Appareil microscopique de l'épiderme des végétaux, percé d'un minuscule orifice (ostiole) par lequel se réalisent les échanges gazeux avec l'atmosphère.

TAXONOMIE - Classification des êtres biologiques.

TUBIFICIDÉS - Famille des oligochètes. Ce petit ver rouge s'enfonce la tête dans la vase en brandissant l'autre extrémité dans l'eau pour la respiration.

TUNICIERS - Sous-embranchement des protochordés comprenant des animaux sessiles dont le corps est entouré d'une tunique en forme de sac (urne).

UBIQUISTE - Se dit d'une espèce fréquentant plusieurs environnements différents.

ANNEXE D

Lettres reçues mentionnant l'utilisation faite de la méthode des IB au sein de différentes associations

Province of
British Columbia

Ministry of
Environment

Assessment and
Planning Division
Aquatic Studies Branch
Parliament Buildings
Victoria
British Columbia
V8V 1X4

File: 64.0228

June 29, 1982

Carmel Létourneau,
Research and Development Division,
Atomic Energy Control Board,
P.O. Box 1046,
Ottawa, Canada.
K1P 5F9

Dear Mille Létourneau:

Thank you for your letter of June 16, 1982 .

In response to your request regarding our use of biological indicators for monitoring environmental stress, the Ministry of Environment presently has no standardized tests other than those designed to measure acute toxicity.

Some experimental work has been done at the University of Victoria measuring the metallothionein levels in the livers of fish. Metallothionein levels have been shown to increase when fish are exposed to sublethal concentrations of trace metals. This process is thought to protect key biochemical processes and thus, serve as an adaptive mechanism. This response, however, is specific for certain trace metals. References to this work are difficult since they are presently in press (McCarter et al. 1982. Comparative Biochem. Physiol. and Roch et al. 1982. Can. J. Fish. Aquatic Science.)

...2

Another test, the "corticosteroid" stress response bioassay has been suggested for measuring the response of fish to mixtures of toxicants. This test has been described by Donaldson, E.M. and H.M. Dye. 1975. Corticosteroid Concentrations in Sockeye Salmon Exposed to Low Concentrations of Copper, Jour. Fish. Res. Bd., Vol. 32 (4), Ottawa.

In most tests involving biological indicators, importance is placed on the use of a sensitive species, indigenous to the area in question. In B.C., salmonid species such as rainbow trout are frequently used due to their availability from hatcheries.

Both chemical and biological indicators of stress probably have their applications but neither type of text has shown to be superior.

I suggest you contact the following:

Dr. John Cairns, Jr.,
Centre for Environmental Studies
Virginia Polytechnic Institute and State University,
Blacksburg, Va. 24061

who is eminent in this field and familiar with work being done by others.

Yours truly,

R. J. Buchanan, Ph.D.,
Director,
Aquatic Studies Branch.

BROOKHAVEN NATIONAL LABORATORY
ASSOCIATED UNIVERSITIES, INC.
Upton, Long Island, New York 11973

(516) 282
FTS 666 3332

Office of the Director

8 July 1982

Ms. Carmel Létourneau
Research and Development Division
Atomic Energy Control Board
P. O. Box 1046
Ottawa, Canada K1P 5S9

Dear Ms. Létourneau:

With respect to your recent letter on "biological indicators" for monitoring environmental stress, I am enclosing some reprints furnished by Mr. Lloyd Schairer of our Biology Department. Also enclosed are some comments on the overall usefulness, and the difficulties with such indicators, if they are utilized under other than the most carefully controlled conditions.

With respect to your specific question, I believe that Tradescantia is the only biological indicator to date to have been used operationally to monitor radiation and other kinds of environmental pollution. I do not know of any other system that has been used, or is contemplated for use in this regard. With respect to your second question, I do not know of a proposed system that would employ biochemical changes as an indicator. I believe that in general it takes a much larger dose to cause detectable biochemical changes, and that therefore this kind of monitor would not be nearly as sensitive as those which monitor mutational events.

Also, I do not know of true biological indicators presently in use in industry, or contemplated. At least with radiation, the reason is that we can measure radiation dose quite accurately even with very small exposures. Also, we cannot "extrapolate" any better to man with results from the biological indicators, than we can from the dose. Biological indicators have their main usefulness under those conditions in which there is very little knowledge about either the type or quantity of pollutants in the environment, or for those situations in which we may know the amount of a pollutant but have no "risk coefficient".

I hope the above will be of some use to you. With best wishes, I am

Sincerely yours,

V. P. Bond

V. P. Bond, M.D.
Associate Director

jal

Enclosures

0 667

MANITOBA
Environmental Management Division
Box 7, Building 2
139 Tuxedo Avenue
Winnipeg, Canada
R3N 0H6

Fr	40-0-6
To	C LETOURNEAU

July 9th, 1982

Carmel Létourneau,
Research & Development Division,
Atomic Energy Control Board,
P.O. Box 1046,
OTTAWA, Canada
K1P 5S9

Dear Ms. Létourneau:

This is in response to your enquiry of June 16, 1982 regarding use of biological indicators.

The Environmental Management Services Branch has a Terrestrial Standards and Studies Section which is involved in this field to a considerable degree using bioindicators in monitoring the distribution and effects of various pollutants, and preparing and evaluating "receptor standards" - those based on the response of indicators to a particular pollutant level.

Our Section deals with both vegetation/soils, wildlife and other animals. To answer your specific questions:

1. Indicators used in vegetation studies include changes in species composition, abundance and performance of a community, in addition to the content of pollutants in the plants and soils. Similarly, animal studies utilise physiological parameters, performance, abundance, and tissue contents of the species in question.

2. The plant species are selected based on availability, abundance, economic importance, and sensitivity. Examples are mosses and lichens used to trap heavy metals, or conifers damaged by SO_2 emissions.

   Animal studies use small mammals because of their abundance, wide distribution, and limited home ranges, game animals on account of their availability, economic importance, and relation to livestock, carnivores because of their top position in the food chains.

3. Both chemical and biological methods are needed, to complement each other.

In conclusion, I wish you luck in your research, and want to ask for a copy of your report, when completed. Please include me on the distribution list.

Yours very truly,

Emil Kucera, Ph.D.,
Wildlife/Environment Research Biologist

EK/ja

ontario hydro

700 University Avenue Toronto Ontario M5G 1X6

Location: A7-A11
(416) 592-4368

July 5, 1982

Mr. C. Letourneau
Research and Development Division
The Atomic Energy Control Board
PO Box 1046
Ottawa, Ontario
K1P 5S9

Dear Sir:

In your letter of June 16, 1982, to Ontario Hydro, you request information on "biological indicators for monitoring environmental stress." It is assumed that you are considering measurement of cell damage or chromosome abberation which might result from exposure to some environmental pollutant, rather than measuring some behavioural change.

Ontario Hydro do not, and have no plans to perform such measurements because the radiological dose to which organisms may be exposed as a result of nuclear power plant operation is only a few millirads or less. This exposure is within the variation of natural background radiation and several orders of magnitude less than the level at which some biological change could be detected.

If your interest is in the impact of chemical rather than radiological emissions, Ontario Hydro has operated indicator vegetation plots in the vicinity of the coal burning Nanticoke Generating Station. These projects were terminated in 1978 as no SO_2 damage was ever observed. Biological indicator studies around Ontario Hydro generating facilities are currently performed by the Air Resources Branch of the Ontario Ministry of the Environment (S.N. Linzon, Phytotoxicology Section).

CO 485

Mr. C. Letourneau Julu 5, 1982

If you require further information, please call, but it may be more useful to contact the Ontario Ministry Group.

A. Guest
Environmental Protection Section
Radioactivity Management and
Environmental Protection Department

AG:slb/A13

cc: B.C.J. Neil - Pickering CSS

4.2-0.2

C. Létourneau

Le 9 juillet 1982

Mademoiselle Carmel Létourneau
Direction de la recherche et
du développement
Commission de contrôle de
l'énergie atomique
C.P. 1046
Ottawa, Ontario
K1P 5S9

Mademoiselle,

En réponse à votre demande du 16 juin 1982, il me fait plaisir de vous confirmer qu'Hydro-Québec réalise un programme de surveillance écologique dans le secteur des centrales électronucléaires de Gentilly. Ce programme fut conçu principalement dans le but d'évaluer les modifications réelles engendrées par les installations nucléaires soit 1° par l'émission ou le rejet de substances radioactives ou 2° par les rejets thermiques.

Vous trouverez ci-joint un résumé du programme de surveillance radiologique de l'environnement dans lequel les principales composantes du milieu qui font l'objet des mesures sont identifiées. Ces composantes sont choisies dans le but de caractériser l'ensemble des voies de transfert des matières radioactives vers l'homme. A ce titre, certaines peuvent être considérées comme des indicateurs biologiques (Herbes, animaux, plantes aquatiques, poissons et mollusques bivalves), bien qu'ici le critère de choix soit plutôt la chaîne alimentaire que la capacité particulière d'une espèce à concentrer les substances radioactives.

Le programme de surveillance thermique porte sur le benthos, les bactéries saprophytiques hétérotrophes des eaux de surface, les macrophytes, les principaux paramètres physico-chimiques de l'eau et sur diverses espèces de poissons: Perca flavescens, Esox lucius, Catostomus commersoni et Ictalurus nebulosus. Bien que certaines espèces fassent l'objet d'une surveillance particulière, l'objectif principal de ce programme vise plutôt à suivre et à comprendre l'évolution des biocénoses car, à notre connaissance, le comportement des communautés est plus sensibles et, par conséquent, un meilleur indicateur des modifications du biotope.

... /2

Hydro-Québec Les Atriums 870, boul. de Maisonneuve est, Montréal, Québec H2L 4S8

Mlle Carmel Létourneau
Direction de la recherche et du développement
Commission de contrôle de l'énergie atomique

Quant aux tendances futures pour évaluer le stress environnemental, nous croyons qu'il y a effectivement intérêt à suivre l'évolution des comportements plutôt que les seuls facteurs létaux en raison de la capacité de plusieurs espèces à modifier leurs réactions physiologiques et à s'adapter à de nouvelles conditions environnementales. Dans ce contexte, Hydro-Québec poursuit présentement des études expérimentales sur le stress thermique, en collaboration avec le groupe de Recherche en Ecologie aquatique de l'UQTR. A titre de renseignement, vous trouverez ci-joint un sommaire des principales réalisations des années 1980 et 1981.

Espérant que ces quelques prévisions vous seront profitables, je vous invite à communiquer directement avec les responsables de ces divers programmes. Il va sans dire que nous apprécierions connaître les conclusions de votre étude.

- Surveillance radiologique:

  M. Serge Trussart, chef de division
  Protection Radiologique des Populations
  Direction Santé et Sécurité
  Hydro-Québec
  Tél: 652-8578

- Surveillance thermique et écophysiologie:

  M. Gaétan Guertin
  Chef de programme des études biophysiques en aménagement
  Ecologie biophysique
  Direction Environnement
  Hydro-Québec
  Tél: 289-6061

Veuillez agréer, Mademoiselle, l'expression de mes sentiments les plus distingués.

Claude Carainal
Chef du programme d'études générales
Ecologie biophysique
Direction Environnement

CC/lb

p.j.

c.c.: S. Trussart
G. Guertin
D. Granger
L.-P. Roy

ontario hydro

Box 1540, Tiverton, Ontario N0G 2T0

July 16, 1982

FILE: 967.141T

Miss C. Létourneau
Research and Development Division
Atomic Energy Control Board
P.O. Box 1046
OTTAWA, Ontario

Dear Miss Létourneau:

Radiological Environmental Monitoring Program

A radiological environmental monitoring program is conducted at the BNPD Site to assess the impact on the public as a result of the operation of the nuclear facilities on site.

This program includes sampling of air, water, fish and milk which for this specific location are considered the appropriate pathways for the direct and indirect exposure of man. Attached you will find, in Table 1, a brief summary of our current monitoring practice. As you can see, only two sampling media, fish and milk, can be classified as "biological indicators".

However, a new radiological environmental monitoring program has been developed and recommended for implementation for the BNPD Site. It will result in an expansion of the sampling media chosen for monitoring particularly by the addition of a variety of vegetation. The nature of the land use in the BNPD vicinity determines what vegetation need be monitored; only the vegetation produced for human consumption will be sampled as part of the BNPD Program. Similarly, the choice of appropriate species of fish for sampling is decided by taking into account two factors: one, the species likely to be consumed by the public and two, the species whose living and eating habits render them the worst case for potential uptakes of radioactive material by fish.

It is important to stress that this program is designed to assess the radiological impact on man, and not other animal species in the environment.

C011766

Telephone (519) 368-7031

One further point is that we sample biological and physical parameters as indicated in the attached table; chemical parameters are not applicable in this case.

I hope this satisfactorily answers your questions. If you have any further inquiries please do not hesitate to write or call us at 519-368-7031, extension 3147.

Linda Weekes
Health Physicist
BNPD Services Department

LW/kc

Att.

cc: D. Dawson - BNGS'A'
M. Walke - BNGS'A'

THE NEW BRUNSWICK ELECTRIC POWER COMMISSION
LA COMMISSION D'ÉNERGIE ÉLECTRIQUE DU NOUVEAU-BRUNSWICK

Pt. Lepreau G.S., P.O. Box 10,
Lepreau, New Brunswick, E0G 2H0

26-1-12-4-0
C. LETOURNEAU

1982-07-06

Carmel Létourneau
Research and Development Division
Atomic Energy Control Board
P.O. Box 1046
Ottawa, Ontario
K1P 5S9

Dear Carmel:

In response to your letter of 82-06-16 I am enclosing a copy of a reference document on Environmental Monitoring for the Point Lepreau Generating Station. It describes the radiation monitoring program which has been developed for the environment near Point Lepreau.

You will note in the report that the biological samples include lobster, clams, seafish and dulse (a seaweed which is eaten as a delicacy by the local population). These species were chosen because they are pathways by which radioactivity may reach man through the food chain. They were not chosen because they are especially good biological indicators, however, seaweeds such as dulse are known to have high concentration factors for certain radioactive nuclides such as radioiodine. We did reject many other types of samples because (a) they were not pathways to man (e.g., other types of seaweed) or (b) collection of the samples would have been more harmful to the environment than beneficial in terms of information obtained (e.g., we do not kill seabirds, rabbits, etc.). In some instances other indicators may be preferred over biological indicators. For example, fine silts on the mudflats near our station are known to concentrate fallout radioactivity.

.../2

001107

As for future trends, the methods for monitoring radioactivity in the environment are fairly similar at different utilities and I do not expect many changes in the types of samples collected. Future trends appear to be more in the area of selective radionuclide analysis (e.g., C-14 analysis and gamma spectrometry analysis) rather than in the choice of samples.

I hope this information is of some assistance. Please contact us if you desire further information. Details of the results of our monitoring program may be obtained by calling Dr. John K. Sutherland (506-453-3161).

Yours truly,

EB for JJP

John J. Paciga
Station Health Physicist

JJP/cep

cc J.K. Sutherland
Roland Krause - Information Services

34-5-0-2
C LETOURNEAU

GOVERNMENT OF NEWFOUNDLAND AND LABRADOR
DEPARTMENT OF ENVIRONMENT

ST. JOHN'S

In Reply Please Quote
File Ref. No.

1982 07 20

Ms. Carmel Letourneau
Research and Development Division
Atomic Energy Control Board
P. O. Box 1046
Ottawa, ON
K1P 5S9

Dear Ms. Letourneau:

Regarding your request for information on our use of biological indicators, please be advised that at present no such use is being carried out nor is any planned for the immediate future.

As far as trends concerning chemical or biological methods is concerned, any comments at this time would be premature.

Yours truly,

David H. Barnes

David H. Barnes, Ph.D.
Director
Environmental Assessment

pt

001795

NOVA SCOTIA DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT

P.O. Box 2107 Halifax, Nova Scotia B3J 3B7

Your File:

Our File: 200-A8

34-5-0-6

C LETOURNEAU

July 30, 1982

Ms. Carmel Letourneau
Research and Development Division
Atomic Energy Control Board
P.O. Box 1046
Ottawa, Canada
K1P 5S9

Dear Ms. Letourneau:

In response to your letter of June 16, 1982, I am able to provide the following information.

With respect to the use of biological indicators to measure environmental stress, I am familiar with only one case in Nova Scotia. The program consisted of using the distribution of marine plants as an indicator of the distribution of effluent from a pulp and paper mill. Detailed information is available from Dr. Klaus Hellenbrand, Nova Scotia Research Foundation, Dartmouth, Nova Scotia.

The Nova Scotia Department of the Environment seldom uses biological indicators as a measure of environmental stress. The main reason for this relates to the difficulties in determining the actual "stress factors" to which the organism is responding. In a single parameter situation, "dose" or amount of stress can be directly determined by the response of the organism. However, environmental stress seldom ever appears as the result of a single parameter. The problem then becomes one of determining which parameter is causing the response or are several factors operating in an additive factor or are they operating in a synergistic fashion. Returning full circle on the argument, the question then becomes one of determining which environmental parameter requires alteration.

Indicator species are obviously a valuable tool in a "watch dog" capacity. They are certainly effective as an early warning system.

.../2

00237

I trust that the above information is of assistance in the preparation of your report.

Yours truly,

D. L. Waugh

D. L. Waugh, Ph.D.
Chief Environmental Development

DLW/dm

UTAH STATE UNIVERSITY LOGAN, UTAH 84322
COLLEGE OF AGRICULTURE

DEPARTMENT OF
PLANT SCIENCE
UMC 48

34-5-0-0
C LETOURNEAU

27 September 1982

Dr. Carmel Letourneau
Research and Development Division
Atomic Energy Control Board
P.O. Box 1046
Ottawa, Canada K1P 5S9

Dear Dr. Letourneau:

Re: Your letter of inquiry concerning "Biological indicators" for monitoring environmental stress, we are enclosing two reprints from our work. Our research dealt with monitoring low-level ionizing radiation from soil obtained from uranium mill tailings. We feel that this species is sufficiently sensitive to also be used to monitor the mutagenic affects of various industrial chemicals.

Two other plants that are of value as biological monitors are lichens and Arabidopsis. Lichens are known to be very sensitive to air pollution, especially SO_2 and NO_2, while Arabidopsis, because of its low chromosome number has been used in some ionizing radiation studies.

I hope that these suggestions and references will be of some help to you. With best wishes, we remain.

Sincerely yours,

WF Campbell

William F. Campbell/Eric A. Rechel
Prof. Crop Physiol./Res. Assoc.

WFC:kbm

00233

Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
Direction générale
des inventaires et de
la recherche

34-5-C-1
C LETOURNEAU

Québec, le 19 juillet 1982

Monsieur Carmel Létourneau
Direction de la recherche et
du développement
Commission de contrôle
de l'énergie atomique
C. P. 1046
Ottawa
Canada
K1P 5S9

Monsieur,

Votre lettre du 16 juin dernier, adressée au Ministère de l'environnement du Québec, m'a été transmise car le ministère m'a donné le mandat et la responsabilité de l'évaluation de la toxicité au moyen d'intégrateurs biologiques, en tant que responsable de la Division biologie, à la Direction des laboratoires.

Présentement, nous utilisons 3 types d'indicateurs biologiques ayant des sensibilités différentes, que l'on estime donner des résultats complémentaires et permettant d'interpréter les risques possibles aux divers niveaux trophiques. Le plus sensible de ces trois tests, qui est en même temps le test le plus sensible actuellement connu pour l'évaluation de la toxicité, à l'intérieur d'un délai raisonnable, est basé sur l'inhibition des mécanismes de division cellulaire de l'algue unicellulaire *Selenastrum capricornutum*. Le principe de ce test peut s'appliquer sur des échantillons d'eau salée, en substituant l'organisme par une espèce d'algue marine, de même qu'il pourrait constituer un test d'une grande valeur dans le domaine qui vous concerne, soit l'impact des rejets de matériel radioactif. Les deux autres tests sont l'inhibition de la mobilité de la daphnie *Daphnia magna* et le Microtox® de beckman, qui utilise une bactérie bioluminescente. La sensibilité de ces deux derniers tests est comparable et se situe assez près de la sensibilité de la truite arc-en-ciel. Cependant, de façon générale, le Microtox® est plus sensible aux substances organiques, alors que la daphnie est plus sensible aux substances inorganiques, faisant de ces deux tests

des tests complémentaires. La combinaison de ces trois tests permet donc de couvrir un spectre de détection assez large de la toxicité. De plus, le volume d'échantillon nécessaire pour réaliser ces trois tests n'est que de 1 litre et leur coût total est inférieur d'au moins 5 fois à celui utilisant la truite arc-en-ciel.

Au ministère, nous utilisons régulièrement les tests avec algues et daphnies depuis 4 ans et le Microtox® depuis 2 ans. Ces tests sont parfois utilisés dans des causes légales, puisque l'article 20 de la "Loi de la qualité de l'environnement" permet l'utilisation de divers types de tests pour démontrer la susceptibilité de causer des dommages à l'environnement. Présentement, le ministère envisage d'inclure ces tests spécifiques dans une directive sur la disposition des déchets dangereux.

Vous trouverez ci-joint un tiré-à-part expliquant le principe du bioessai avec l'algue *Selenastrum capricornutum*, de même qu'une copie de la méthode française utilisant les daphnies et de celle du Microtox® de Beckman.

Espérant le tout à votre satisfaction, veuillez agréer, monsieur, l'expression de mes sentiments les meilleurs.

GJ/ca

Gérald Joubert
Responsable, division biologie,
Laboratoire de Québec

et "Chairman" du "Intergovernmental
Aquatic Toxicity Group"

24-5-0-1

C LETOURNEAU

Alberta
ENVIRONMENT
Research Management Division

14th Floor, Standard Life Centre, 10405 Jasper Avenue, Edmonton, Alberta, Canada T5J 3N4 403/427-3943

August 10, 1982

Carmel Létourneau
Research & Development Division
Atomic Energy Control Board
Ottawa, ON K1P 5S9

Dear Ms. Letourneau:

In response to your request for information on the validity of using "biological indicators for monitoring environmental stress", enclosed please find a copy of the list of publications produced by the Research Management Division of Alberta Environment.

I have indicated in red, reports which may address your questions relative to biological indicators. These reports are available from the following libraries in your area:

(1) Departmental Library
Acquisitions Section
Environment Canada
Ottawa, ON K1A 1C7

(2) Canadian Acquisitions Division
Government Documents
National Library of Canada
395 Wellington Street
Ottawa, ON K1A 0N4

With reference to the remainder of your questions relative to biological indicators and monitoring techniques inuse in this province, Alberta Environment is actively pursuing the development of biological monitoring techniques in its routine monitoring programs. However biological monitoring is considered only one component of an ecosystem monitoring approach which includes concurrent physical and chemical measurements of environmental parameters. The selection of the biological indicators to be utilized in the program has not been restricted to a particular species but rather a combination of basic biological processes (e.g., nutrient fluxes, nutrient pools, etc.) together with species abundance, diversity and community structure.

In addressing your final question regarding the preference for methods in the future, I would add that Alberta Environment will stress ecosystem structure and function when assessing the impacts of contaminants on the environment.

(01317

I hope these comments have addressed your concerns and if I can be of any further assistance, please do not hesitate to contact me.

Yours truly,

B.A. Munson
Research Manager

BAM/mr
Attach.

cc J. Shah
C. Staddon-Communications

Environment Canada Environnement Canada

40-1-0
C LÉTOURNEAU

Your file Votre référence

Our file Notre référence

OTTAWA (Ontario)
K1A 0H3

June 23, 1982

Miss Carmel Lêtourneau
Research and Development Division
Atomic Energy Control Board
P.O. Box 1046
Ottawa, Ontario
K1P 5S9

Dear Miss Lêtourneau:

I am writing in reply to your June 16 letter about biological indicators of environmental quality.

Yes wildlife especially birds and fish, are being used as biological indicators. The Canadian Wildlife Service has been monitoring herring gull colonies on the Great Lakes since the early '70s for concentrations of toxic chemicals. Because of their nesting and feeding habits, their place in the food chain and their choice of foods herring gulls and other bird species are valuable tools in the assessment of the spread of contaminants.

I have enclosed four technical papers published by the Canadian Wildlife Service which describe some of the work in this area.

For further information please contact Dr. David Peakall, Chief, Toxicology Division, Canadian Wildlife Service, 997-2780.

Yours truly,

Wayne Roddick

H.W. Roddick
Communications Advisor (Wildlife)
Information Directorate

Encl.

001902

Canada

In order to conserve energy and resources, this paper contains 45 per cent recycled post-consumer fibre

Afin de conserver de l'énergie et des ressources, ce papier contient 45 pour cent de fibres recyclées

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY
WASHINGTON, D.C. 20460

34-5-0-0
C LETOURNEAU

JUL 16 1982

OFFICE OF
RESEARCH AND DEVELOPMENT

Carmel Letourneau
Research and Development Division
Atomic Energy Control Board
P.O. Box 1046
Ottawa, Canada
K1P 5S9

Dear Ms. Letourneau,

Thank you for your letter of inquiry dated June 16, 1982 (your file reference 34-5-0-0). Your summer assignment of preparing a report on the possibility and validity of using biological indicators for monitoring "environmental stress" is indeed a challenging one. The U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) uses biotic response as a part of pollution assessments, in the form of a hierarchy of tier tests. The issue is rather complicated, and our decision to use whole organism responses as part of our assessment depends upon what questions we wish to answer.

For our agency, we look for biotic injury (or lack of it) with the eventual goal of regulating the released (or applied) pollutant levels. For this work, our scientists make a judgement as to which organisms or populations should be used for test exposures. To reduce the complexity of choice, we select organisms which are easily cultured, and which are ecologically and/or economically representative of the biota at risk.

Our current work is based upon laboratory and microcosm tests, supported by field observations. I have included some U.S. EPA publications on procedures and test organisms for your information. These procedures support our ocean and fate monitoring program under the Clean Water Act.

Regarding trends of future methods, our strategy is to verify our laboratory data with regard to its accuracy to actual field situations and to rely upon a variety of tests to indicate hazard levels. We are also developing predictive mathematical models for defining exposure of pollutants to biota. The exposure data are then evaluated in the light of hazard information to obtain eventual environmental risk due to pollutants.

101733

I hope this information will be useful in your report. Thanks for writing us about these important questions.

Very truly yours,

Courtney Riordan
Acting Assistant Administrator
for Research and Development

Enclosure

UNITED STATES
NUCLEAR REGULATORY COMMISSION
WASHINGTON, D. C. 20555

34-5-0-0

C LETOURNEAU

OCT 6 1982

Atomic Energy Control Board
Research & Development Division
Attn: Carmel Letourneau
P. O. Box 1046
Ottawa, Canada K1P 5S9

Gentlemen:

Your letter of June 16 (34-5-0-0) has caused us to reflect on our experience using biological indicators for monitoring environmental stress. We have a substantial history of biological monitoring in the vicinity of licensed nuclear power plants, which at some sites has been very extensive. The essence of the results of our experience has been that stresses attributable to power plant operation are not being shown by the monitoring programs.

We make a distinction between non-radiological and radiological monitoring, generally including radiological monitoring with safety programs and non-radiological monitoring with environmental programs. Our regulations for radiological monitoring require licensees to establish an appropriate surveillance and monitoring program to provide data on measurable levels of radiation and radioactive materials in the environment to evaluate the relationship between quantities of radioactive material released in effluents and resultant radiation doses to individuals from principal pathways of exposure. This usually involves collection of specimens of one recreationally important and one commercially important fish species two to four times per year for radionuclide analysis.

Non-radiological monitoring programs have shown greater diversity because their objectives have been to detect changes in distribution and abundance of aquatic organisms. The environmental review which precedes licensing of a station focuses on important species (which may be either recreationally or commercially important, endangered locally or nationally, or merely an important organism to the local aquatic ecosystem). Consequently, the operational monitoring programs have tended to focus on representative important species as "indicator" organisms. As I indicated this has not been particularly effective in establishing changes associable with power plant operation. There is some feeling that present-day biological monitoring and evaluation techniques are not sensitive enough to detect changes. Others hold that indeed the projects are not inducing detectable changes.

Reports evaluating our monitoring programs could be made available if your agency would like. These reports conclude, in general, that attempts to document impact to fish populations on the basis of changes in population abundance will be unfruitful with state-of-the-art monitoring, with the exception of catastrophic impacts which would be obvious without a sophisticated monitoring program. Also, evaluations of theoretical (mathematical) ecosystem models as a tool for impact assessments indicate that input data needed for model validation are not available and cannot be obtained due to the noted problem with state-of-the-art monitoring.

8004131

Instead of examining organisms, you may wish to consider the habitat evaluation approach as being promoted by the U.S. Fish and Wildlife Service (FWS). This approach defines critical habitat needs of fish and wildlife and assesses the effect of alteration and/or loss of habitat values without attempting to "count" organisms. In a sense, the habitat unit in FWS's Habitat Evaluation Procedures is a "biological indicator." You should contact FWS's Division of Ecological Services for more information.

With regard to your question on trends, we find that well sited and designed nuclear stations will generally not have measurable impacts on the environment and thus the emphasis will be on control of releases to design values rather than on far field monitoring.

If AECB would be interested in our environmental reviews for projects on the Great Lakes, or for that matter elsewhere in the country, reports can be made available. An exchange of information and ideas between our environmental scientists may be beneficial to both of our agencies.

Sincerely,

Joseph D. Lafleur Jr.
Deputy Director
Office of International Programs